Effets des pluies acides sur les ressources forestières

Compte rendu de la Conférence tenue à Sainte-Foy (Québec) du 14 au 17 juin 1983

G. Robitaille et P.J. Rennie, responsables de la publication

Sciences et Développement durable • Rapport d'information DPC-X-35F

Forêts Canada Forestry Canada

Canada

Forêts Canada

Forêts Canada est l'organisme principal en matière de foresterie à l'intérieur du gouvernement fédéral. Chef de file sur le plan national, il assure la préparation, la coordination et la mise en œuvre des politiques et des programmes fédéraux dans le but d'améliorer les avantages économiques, sociaux et environnementaux à long terme offerts aux Canadiens par le secteur forestier.

Forêts Canada est une organisation décentralisée: six régions, deux instituts de recherche nationaux ainsi que sept sous-bureaux régionaux sont répartis dans tout le Canada. L'administration centrale est établi dans la région de la Capitale nationale, à Hull (Québec).

Pour remplir son mandat, Forêts Canada assume les tâches suivantes:

- Il administre les accords de développement forestier conclus avec les provinces;
- il entreprend et appuie la recherche, la mise au point et le transfert technologique dans le domaine de la gestion et de l'utilisation des forêts;
- il rassemble, analyse et diffuse de l'information sur les ressources forestières nationales et internationales et les domaines connexes;
- il fait des relevés des maladies et des insectes ravageurs des forêts canadiennes;
- il fournit de l'information, des analyses et des conseils (quant aux politiques) concernant l'économie, l'industrie, les marchés et le commerce reliés au secteur forestier;
- il favorise les occasions d'emploi et de formation universitaire et technique dans le secteur forestier;
- il encourage les Canadiens à prendre conscience de tous les aspects du secteur forestier.

Forêts Canada entretient des rapports sur une base régulière avec les gouvernements provinciaux et territoriaux, l'industrie, le monde du travail, les universités, les environnementalistes et le public par l'entremise d'organismes comme le Conseil canadien des ministres des Forêts, le Conseil consultatif du secteur forestier, le Conseil consultatif de la recherche forestière du Canada, le Comité de l'Inventaire des forêts du Canada, le Comité canadien de la gestion des incendies de forêt, le Centre interservices des feux de forêt du Canada et des comités consultatifs régionaux. Forêts Canada joue également un rôle actif dans des organismes internationaux de foresterie comme l'Union internationale des instituts de recherches forestières et l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture, de même qu'au sein de délégations de nature technique ou commerciale.

Forestry Canada

Forestry Canada is the main focus for forestry matters in the federal government. It provides national leadership through the development, coordination, and implementation of federal policies and programs to enhance long-term economic, social, and environmental benefits from the forest sector for Canadians.

Forestry Canada is a decentralized organization with six regions, two national research institutes, and seven regional suboffices located across Canada. Headquarters is located in the National Capital Region in Hull, Quebec.

In support of its mandate, Forestry Canada carries out the following activities:

- administers forest development agreements negotiated with the provinces.
- undertakes and supports research, development, and technology transfer in forest management and utilization.
- compiles, analyzes, and disseminates information about national and international forest resources and related matters.
- monitors disease and insect pests in Canada's forests.
- provides information, analyses, and policy advice on economics, industry, markets, and trade related to the forest sector.
- promotes employment, education, and training opportunities in the forest sector.
- promotes public awareness of all aspects of the forest sector.

Forestry Canada interacts regularly with provincial and territorial governments, industry, labor, universities, conservationists, and the public through such bodies as the Canadian Council of Forest Ministers, the Forest Sector Advisory Council, the Forestry Research Advisory Council of Canada, the Canadian Forest Inventory Committee, the Canadian Committee on Forest Fire Management, the Canadian Interagency Forest Fire Centre, and regional consultative committees. Forestry Canada is also active in international forestry agencies such as the International Union of Forest Research Organizations and the Food and Agriculture Organization, as well as in technical and trade missions.

92-03657/

Effets des pluies acides sur les ressources forestières

Compte rendu de la Conférence tenue à Sainte-Foy (Québec) du 14 au 17 juin 1983

Conférence parrainée par
Environnement Canada — Service canadien des forêts
Ministère de l'Agriculture des États-Unis — Service des forêts

Organismes de coopération
Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers
American Paper Institute
National Forest Products Association
Institut forestier du Canada
Society of American Foresters
Association forestière canadienne
American Forestry Association

Responsables de la publication
G. Robitaille et P.J. Rennie

Ottawa, Canada
1991

©Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1991
Numéro de catalogue Fo46-13/35-1991F
ISBN 0-662-97093-4

On peut se procurer gratuitement des exemplaires de cette publication auprès de:

USDA Forest Service
P.O. Box 96090
Washington, D.C.
USA

Forêts Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 1G5

Les documents de ce *Compte rendu*, qui ont dû être retapés, n'ont en aucun temps été révisés ou corrigés.

This publication is also available in English under the title *Effects of Acid Rain on Forest Resources — Proceedings of the Conference Held in Sainte-Foy, Quebec, 14–17 June, 1983.*

Table des matières

1 Avant-propos

3 Introduction

5 Allocution de bienvenue

M.G. Paillé, directeur général
Centre de foresterie des Laurentides

6 Allocution d'ouverture

L'honorable John Roberts
Ministre de l'Environnement

12 Allocutions de bienvenue des organisateurs de la conférence

M. Keith R. Shea, sous-chef associé, Recherche,
Service des forêts du ministère de l'Agriculture des États-Unis

14 M. F.L.C. Reed, sous-ministre adjoint, Service canadien des forêts

16 Allocutions de bienvenue des organismes conjoints

M. T.S. McNight, directeur exécutif, Association forestière canadienne
Au nom de:
l'Institut forestier du Canada
l'Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers
l'Association forestière canadienne

17 M. J.C. Barber, vice-président exécutif, Society of American Foresters
Au nom de:
l'American Forestry Association
la National Forest Products Association
l'American Paper Institute
la Society of American Foresters

19 Aperçus du problème

21 Le phénomène des pluies acides
H.C. Martin

25 Les dépôts acides dans l'est de l'Amérique du Nord :
Les ressources forestières en péril
H.H. Krause

34 Perspective de l'industrie forestière concernant les dépôts acides
E. Gonick

37 Discours liminaire

39 Le phénomène et les causes probables du dépérissement des forêts en Europe centrale
P. Schütt

41 Séance technique I
Dépôts de polluants dans les écosystèmes forestiers

43 Les dépôts humides dans les forêts
P.W. Summers

62 Dépôts secs et concentrations ambiantes
H.H. Newmann, G. den Hartog et N. Bussières

105 Séance technique II
Effets des pluies acides sur la végétation forestière

107 Effets des pluies acides sur la morphologie et les aspects non dendrométriques de la croissance de la végétation forestière
K. Percy

121 Effets des dépôts acides sur la végétation forestière
Physiologie et Biochimie
M. Treshow

129 La photosynthèse chez les plantes ligneuses: Impact des polluants acides, des oxydants et des métaux lourds
K.F. Jensen

141 Séance technique III
Effets des pluies acides sur la végétation forestière

143 Récents changements intervenus dans la croissance des arbres forestiers dans le nord-est des États-Unis
A.H. Johnson, T.G. Siccama et A.J. Friedland

164 Sensibilité de la reproduction des végétaux forestiers aux pluies acides
R.M. Cox

181 Interaction des couverts forestiers et des polluants atmosphériques - Processus et taux
B. Ulrich

182 Allocution au déjeuner
La puissance des mots - Quelques exemples
M. Lortie

185 Séance technique IV
Effets des pluies acides sur les sols

187 Les pluies acides et le pouvoir tampon des sols forestiers
J.W. Hornbeck et C.A. Federer

197 Solubilisation et mobilisation de l'aluminium par l'acidification des sols
S. Shah Singh

203 Nature, formes et transformations du soufre dans les sols
J.W.B. Stewart et J.R. Bettany

217 Séance technique V
Effets des pluies acides sur les sols

219 Effets des pluies acides sur l'assimilabilité de l'azote dus à la décomposition de la litière et de la matière organique
M.K. Mahendrappa

240 Effets des pluies acides sur les pathologies foliaires et racinaires, les pathogènes du sol et les ectomycorhizes des arbres forestiers
R.I. Bruck et S.R. Shafer

242 Évolution des sols forestiers du Québec sous des pH acides
C.R. De Kimpe

259 Séance technique VI
Incidences des pluies acides sur les écosystèmes forestiers

261 Les dépôts acides et le cycle des éléments dans des forêts de l'est de l'Amérique du Nord
N.W. Foster, J.A. Nicolson et I.K. Morrison

277 Propriétés chimiques des précipitations et des eaux forestières et qualité des eaux et des sédiments lacustres dans les bassins versants recouverts de forêts tempérées soumises aux apports atmosphériques acides
W. Ouellet, M.G. Jones et J.C. Auclair

315 L'agression acide sur les habitats forestiers: conséquences pour la faune terrestre
R.E. Schreiber et E.L. Fisher

335 Séance technique VII
Effets des pluies acides sur les écosystèmes forestiers

337 Évaluation de la sensibilité des ressources
W.W. McFee

343 Les incidences des dépôts acides et de la pollution atmosphérique pour l'aménagement forestier
G.R. Voigt et J.R. Boyle

350 Conséquences des pluies acides sur la diversité d'utilisation des ressources forestières
J.R. McClenahen

361 Séance technique IX
Discours de clôture

363 Propos de clôture
F.L.C. Reed

365 Séance technique X
Introduction aux visites d'étude des bassins versants

367 Expérience des États-Unis dans l'utilisation des bassins versants expérimentaux pour les recherches sur les pluies acides
R.S. Pierce

370 Visite d'étude d'un bassin versant: l'expérience canadienne
P.J. Rennie

373 Bassin de réception du lac Laflamme: guide d'excursion
G. Robitaille

395 Affiches scientifiques

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

615 Pouvoir tampon du feuillage des espèces boréales: sources de variabilité et utilisation possible du pouvoir tampon pour établir l'indice de la sensibilité des espèces aux polluants acides
S.S. Sidhu

629 Effets de l'ozone sur l'équilibre hydrique des arbres forestiers en Suède
L. Shärby et P. Berglind

633 Effets de l'ozone sur le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) et l'épinette (*Picea abies*)

634 Le transport à distance des polluants atmosphériques et la contamination des écosystèmes terrestres par les métaux lourds
W. Solberg et E. Steinnes

644 Transformations microbiennes des sulfates dans les sols forestiers: incidences des pluies acides
W.T. Swank et J.W. Fitzgerald

645 Incorporation microbienne du sulfate dans la matière organique des sols forestiers
W.T. Swank, J.W. Fitzgerald et J.T. Ash

654 Stratification des échantillons de dépôts atmosphériques humides
E.S. Verry et A.R. Harris

663 Glossaire

Végétation

Sols

667 Liste des participants

Avant-propos

Ce volume contient les communications présentées à la Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières qui a eu lieu à Ste-Foy (Québec) du 13 au 17 juin 1983. On y dénombre plus de 30 communications sollicitées et 27 communications et 15 résumés préparés à partir de plus de 40 affiches bénévoles.

Cette conférence a été organisée conjointement par le Service canadien des forêts et le Department of Agriculture Forest Service des États-Unis. Y ont participé sept organismes de l'industrie et de la profession forestière, dont les noms figurent plus bas. Les participants, au nombre de 250, étaient originaires de huit pays et englobaient plus de 30 journalistes.

Les pluies acides et le transport à grande distance des polluants atmosphériques ont été le thème de plusieurs conférences au cours des dix dernières années, mais pour l'Amérique du Nord, le dernier congrès scientifique exhaustif et entièrement ouvert dans le domaine terrestre et forestier a eu lieu à Columbus (Ohio) en 1975. Dans un secteur qui connaît une évolution rapide et où la menace qui plane sur les ressources forestières a pris la vedette et revêtu un aspect litigieux, il semblait opportun de faire le point sur l'état actuel des connaissances scientifiques. Il semblait tout particulièrement nécessaire de traiter de l'expérience de la Scandinavie et de l'Europe centrale et de présenter les données de manière objective et compréhensible. Les membres des pouvoirs publics, du secteur privé et d'ailleurs qui sont responsables du bien-être des ressources forestières et ceux qui en dépendent pour leur valeur socio-économique, font appel aux spécialistes pour avoir des analyses précises et éclairées.

D'autres motifs expliquent l'organisation conjointe de ce congrès par l'USDA Forest Service et le SCF. Aux États-Unis comme au Canada, les ressources forestières revêtent une importance économique majeure et ont une valeur indirecte pour la faune, la qualité de l'eau et les loisirs. Les deux services entretiennent des relations de travail de longue date dans des secteurs d'intérêt commun et ils ont récemment conclu un protocole d'entente officiel pour faciliter les programmes de recherche concertée.

Le choix de la Ville de Québec a été arrêté pour plusieurs raisons. Les forêts du Québec sont plus nombreuses à être exposées à des niveaux élevés de dépôts acides que celles de toute autre province. Le bassin versant du parc des Laurentides, d'accès facile, illustre à merveille la forêt boréale canadienne et le Centre de recherches forestières des Laurentides a pu fournir l'appui organisationnel nécessaire grâce à ses compétences dans le domaine des pluies acides notamment.

La conférence visait deux grands objectifs :

(i) Analyser l'état actuel des connaissances sur les effets des dépôts acides sur les ressources forestières, notamment dans les forêts tempérées et boréales nordiques de l'est de l'Amérique du Nord.

(ii) Sensibiliser les gens aux effets des dépôts acides, notamment aux effets des oxydants et des métaux lourds sur la communauté forestière d'Amérique du Nord.

Plusieurs facteurs expliquent la conception du programme dans son ensemble, parmi lesquels on peut citer les objectifs suivants :

(i) donner la plus grande diffusion possible aux points de vue les plus autorisés sur les niveaux de dépôts acides humides et secs des principaux polluants, afin d'établir des comparaisons valables entre les différentes régions géographiques et de reconnaître l'importance voulue des différents polluants dans les différentes régions;

(ii) étudier les ressources forestières dans leur sens le plus vaste - comme sources de fibres et de richesse économique directe; comme abri et pâturage pour une faune diversifiée; comme stabilisatrices du débit et de la qualité de l'eau; comme principaux médiateurs entre le dépôt des polluants atmosphériques et leur incorporation éventuelle dans les lacs et les rivières; et comme expression d'une valeur esthétique insurpassée étayant une industrie touristique importante;

(iii) faire le point sur l'état actuel des connaissances et sur les ramifications du sujet, d'après la documentation scientifique et les appréhensions et les sujets abordés lors de conférences antérieures;

(iv) traiter de la difficulté générale du secteur forestier à quantifier les effets régionaux des dépôts acides en raison de l'absence fréquente de symptômes manifestes. Cela oblige à prêter attention aux façons plus profondes dont les écosystèmes forestiers sont affectés - à savoir le recyclage des éléments nutritifs, les processus végétaux de base, la vulnérabilité aux agressions par les insectes et les maladies et l'altération du sol qui, à long terme, risque d'avoir un effet profond sur la productivité d'un site;

(v) présenter, comme dans le cadre de tous les congrès scientifiques, les points de vue les plus objectifs et les plus autorisés sur les divers dossiers. Ces points de vue serviront de données aux journalistes scientifiques et à d'autres rédacteurs vulgarisateurs. L'objectif est de laisser la science parler d'elle-même, sans l'adoption de résolutions de nature politique. Pratiquement tous les chercheurs concernés sont toutefois parfaitement conscients des difficultés qu'il y a à quantifier les effets des dépôts acides, à préciser les taux de détérioration de différents sols et forêts et à proposer des niveaux de dépôt plafonds à propos de différents polluants.

Même si le succès de ce congrès international est attribuable à de nombreuses personnes et à de nombreux organismes, nos remerciements vont tout spécialement aux membres du Comité directeur de la conférence. Voici leur nom et le rôle qu'ils ont joué :

G. Paillé, président, directeur, Centre de recherches forestières des Laurentides, Service canadien des forêts, Ste-Foy (Québec)
C. Gendreau, réservations, CRF des Laurentides
G. Robitaille, affiches et excursions sur le terrain, CRF des Laurentides
P.J. Rennie, programmes, Service canadien des forêts, Ottawa
J. Corliss, USDA Forest Service, Washington, DC
F. Côté, finances, CRF des Laurentides
L. Drouin, conjoints, CRF des Laurentides
L.W. Carlson, Service canadien des forêts, Ottawa
B. Barry, information, Environnement Canada, Québec
B. O'Connor, information, Environnement Canada, Ottawa
R. Doucet, Institut forestier du Canada
D.E. Barron, Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers
J. Thorner, National Forest Products Association/American Paper Institute
S. Masse, secrétaire exécutif, Service canadien des forêts, Ottawa

Nous devons également mentionner le nom des sept organismes coopérants et de leurs représentants :

Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers - M. D.E. Barron
American Paper Institute - M. J. Thorner
National Forest Products Association - M. J. Thorner
Institut forestier du Canada - M. R. Doucet
Society of American Foresters - M. J.C. Barber
Association forestière canadienne - M. T.S. McKnight
American Forestry Association - M. R.A. Resler

La publication de ce volume n'aurait pas été possible sans l'aide indéfectible du Centre de recherches forestières des Laurentides et de la section de rédaction scientifique de l'administration centrale.

Peter Rennie
Gilles Robitaille

Introduction

Allocution de bienvenue

M.G. Paillé, directeur général
Centre de foresterie des Laurentides

C'est avec grand plaisir que je vous souhaite la bienvenue à cette conférence internationale sur les précipitations acides et les ressources forestières. Cette conférence est parrainée conjointement par Environnement Canada par l'entremise du Service canadien des forêts et par le service des forêts du département de l'Agriculture des États-Unis. Nous avons également obtenu la collaboration d'importants organismes forestiers canadiens et américains, c'est-à-dire de l'Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers, l'Institut forestier du Canada, l'Association forestière canadienne, l'*American Paper Institute*, *The National Forest Products Association*, la Société de forestiers américains et l'*American Forestry Association*.

Nous avons organisé cette conférence avec deux objectifs en tête. Le premier était de faire le point sur l'état actuel des connaissances des effets des dépôts acides sur les ressources forestières, plus particulièrement sur les forêts boréales et les forêts septentrionales de la zone tempérée de l'Est de l'Amérique du Nord. Le second objectif était de sensibiliser davantage les forestiers nord-américains aux effets des précipitations acides, notamment ceux des comburants de des métaux lourds.

J'ai maintenant le plaisir de vous présenter l'honorable John Roberts, ministre de l'Environnement, dont le portefeuille comprend le dossier des pluies acides et celui de la foresterie. M. Roberts a été ministre de l'Environnement pendant trois ans. Il a d'abord été élu à la Chambre des communes en 1968. Il a rempli les fonctions de président du sous- comité de la Chambre des communes sur le maintien de la paix et les Nations unies, de secrétaire des programmes pour le premier ministre Trudeau, et de ministre d'État aux Sciences et à la Technologie de 1980 à 1982. En 1982, il a été nommé membre du Comité du Cabinet chargé des priorités et de la planification. Il est également président du Comité du Cabinet chargé des communications. Né à Hamilton en Ontario, M. Roberts est diplômé de l'université de Toronto. Il a étudié à l'École nationale d'administration de Paris et a obtenu son doctorat de l'université k'Oxford. M. Roberts ne se cache pas qu'il considère les pluies acides comme un problème très grave. Il a d'ailleurs consacré beaucoup de temps et d'énergie à faire la lumière sur tous les aspects de la question. Sous sa direction, le Canada et les États-Unis ont signé un mémorandum déclaratif d'intention sur la pollution de l'air transfrontière en août 1980. La recherche d'une solution à la pollution de l'air continue d'être l'ine de ses premières priorités. L'expérience de M. Roberts dans le domaine de la forêt remonte à 1966 et 1968 alors qu'il était adjoint exécutif de l'honorable Maurice Sauvé, alors ministre des Forêts et du Développement rural. Maintenant, en tant que ministre responsable des forêts au Canada, son engagement à l'égard des ressources forestières s'est traduit par plusieurs réalisations. En 1980, il a divulgué la stratégie du secteur forestier pour le Canada qui jette les bases des nouvelles initiatives fédérales à l'appui de la régénération forestière, de la recherche et du développement ainsi que de la formation des étudiants dans le domaine de la foresterie. Nous sommes honorés d'avoir parmi nous aujourd'hui M. Roberts pour inaugurer cette conférence de 1983 sur les pluies acides et les ressources forestières.

Allocution d'ouverture

L'honorable John Roberts, député
Ministre de l'Environnement
Ottawa, Canada

C'est un plaisir pour moi de souhaiter la bienvenue à un aussi grand nombre de distingués représentants venus assister à cette conférence sur les pluies acides et la foresterie. Je me fais le porte-parole des Canadiens pour faire un accueil particulièrement chaleureux à ceux parmi vous qui viennent des États-Unis et de l'Europe et dont c'est peut- être la première visite dans cette ville historique.

Si le développement du Canada ne vous est pas chose totalement inconnue, vous vous rendrez peut-être compte que Québec est un endroit tout désigné pour accueillir cette conférence. «Québec» est un mot d'origine indienne qui signifie «rétrécissement du fleuve» en langue algonquine. Pendant près de quatre siècles, de nombreux événements de l'histoire pittoresque du Canada se sont déroulés sur les fleuves et dans les forêts de cette province où l'exploitation forestière a constitué la pierre angulaire de l'économie. Et bien que l'industrie forestière du Québec ait évolué au cours des siècles, depuis l'exportation du bois équarri jusqu'à la production du bois scié, puis du bois scié au bois de pâte, la ressource d'où tous ces produits sont tirés demeure encore aujourd'hui tout aussi importante pour le Canada qu'elle l'était il y a quatre cents ans.

Ensemble, les six provinces qui participent à l'activité forestière au Canada produisent chaque année des marchandises d'une valeur de 23 milliards de dollars, avec des exportations représentant 13 milliards de dollars annuellement. Cette somme représente 16 p. 100 des exportations totales du pays. Aucune autre industrie n'a des effets aussi positifs sur notre balance des paiements. Les forêts rapportent aussi annuellement quelque 3 milliards de dollars en taxes et donnent de l'emploi, directement ou indirectement, à environ un million de personnes, soit dix pour cent des travailleurs canadiens.

Nos forêts fournissent en outre le cadre d'une industrie du tourisme et des loisirs qui représente des milliards de dollars. Et naturellement, nous ne saurions surestimer la valeur du couvert forestier lui-même sur le plan écologique: qu'il suffise de penser à sa capacité de régulariser le débit de nombre de nos réseaux hydrographiques, ce qui permet de préserver les habitats du poisson, et à son rôle dans la prévention de l'érosion du sol et en tant qu'habitat d'une faune diversifiée.

En ma qualité de ministre de l'Environnement, j'ai la responsabilité de préserver et d'améliorer les ressources renouvelables du Canada et d'en promouvoir la sage utilisation. Pour que ce mandat soit exécuté en harmonie avec les impératifs économiques et sociaux, les politiques que le ministère que je dirige poursuit sont formulées dans le contexte d'un «développement équilibré».

Lorsque nous appliquons ce principe aux pratiques en matière de foresterie, nous sommes confrontés à un problème. Pendant des années nous nous sommes fiés à une formule bien établie appelée la «possibilité annuelle réalisable» pour incorporer le principe du rendement soutenu et pour calculer la fréquence des récoltes. Malheureusement, il est maintenant évident que cette formule a ni plus ni moins la fiabilité des données sur les taux de croissance, les insectes, les pertes causées par les incendies et les maladies, la capacité régénérative, l'accessibilité, etc., qui font partie intégrante de la formule. Toutefois, en 1981, la révision à la baisse de la possibilité annuelle réalisable était si importante que les provinces ont ou bien atteint ou bien dépassé les limites, ou encore ont été incapables de les atteindre parce que les réserves forestières étaient inaccessibles pour des raisons économiques. Toutes nos provinces font maintenant face à des pénuries de bois locales.

Le ministère que je dirige a maintenant entrepris de mettre en oeuvre une stratégie visant à raffermir, en collaboration avec les provinces et le secteur privé, la base des ressources forestières.

Tout d'abord, le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement a approuvé une augmentation de quarante pour cent du niveau de récolte vers l'an 2000. Cette augmentation, qui représente 210 millions de mètres cubes, équivaut tout juste à un accroissement annuel moyen de 1,8 p. 100 calculé à partir de 1980. Cette augmentation se rapproche de l'accroissement annuel moyen de 2,1 p. 100 qui, d'après la FAO, devrait représenter l'augmentation de la demande globale et de la consommation du bois rond industriel pendant la même période.

Nous comptons réaliser cette augmentation en encourageant des changements fondamentaux dans les attitudes traditionnelles concernant l'exploitation forestière.

Au cours des deux dernières années qui ont suivi l'approbation par le Cabinet de la *Stratégie forestière du Canada*, le soutien et le financement accordés par l'administration fédérale au secteur forestier ont augmenté considérablement dans les domaines des ressources hymaines, de la recherche et du développement, de la régénération forestière, de la création d'emploi en vertu de l'article 38 de la Loi sur l'assurance-chômage, de l'administration des ententes sur la mise en valeur des ressources forestières (auparavant sous la responsabilité du MEER), et de la lutte contre l'incendie en forêt.

Le document consacré au cadre de régénération forestière que j'ai publié en 1982 et qui a été approuvé par tous les ministres des forêts des provinces membres du Conseil des ministres des ressources et de l'environnement, prévoit que les dépenses combinées de l'industrie et de l'État devront se chiffrer annuellement à 650 millions de dollars d'ici cinq ans. Cette évaluation découle surtout de l'existence d'un programme de nouvelles plantations qui prévoit des augmentations régulières et appréciables sur les terrains déboisés actuels et une augmentation des traitements sylvicoles. Les dépenses combinées des administrations provinciales et fédérale et de l'industrie passeraient de 240 millions de dollars la première année du programme quinquennal à 650 millions, soit l'objectif visé, la dernière année.

Le gouvernement fédéral s'apprête à soutenir directement la régénération forestière. Nous avons approuvé en principe des dépenses d'au moins 130 millions de dollars par année d'ici 1987 pour la régénération forestière et des travaux de sylviculture. La somme consacrée à cet égard en 1982 a été de 50 millions.

Le document traitant de la stratégie forestière de 1981 faisait état de la nécessité de s'intéresser à l'amélioration des ressources hymaines dans le domaine forestier. Nous avons consenti aune augmentation, annoncée au printemps de 1982, de plus de 15 millions de dollars à l'appui du développement des ressources humaines.

Nous avons augmenté l'aide fournie aux écoles de foresterie dans l'ensemble du pays, aide qui représentait un peu moins de 300 000 $, en y ajoutant une somme de un million de dollars pour l'année 1982-1983 pour venir en aide aux facultés de foresterie de tout le pays, soit celles de l'université du Nouveau-Brunswick, de l'université d'Edmonton et de l'université de la Colombie-Britannique. Nous avons ajouté une somme de 3,5 millionsde dollars à l'appui des écoles de foresterie au chapitre des travaux de recherche et développement sous contrat et de l'emploi de 300 stagiaires d'été en 1983-1984. L'aide au développement des ressources humaines sera portée à 6 millions de dollars 3n 1985-1986.

Afin d'améliorer notre capacité de recherche, autre aspect sur lequel nous avons insisté lorsque nous avons discuté de la stratégie forestière, nous avons présenté des propositions de financement pour appuyer nos efforts à cet égard. Nous avons signé des accords de recherche avec plus de la moitié des provinces pour que nos travaux de recherche ne se recoupent pas, mais qu'il n'y ait pas non plus de domaines de recherche qui soient omis. À la fin de la présente année, nous prévoyons avoir signé des

ententes de recherche avec les dix provinces. Nous avons augmenté de 5,5 millions de dollars pour l'année 1983-1984 nos dépenses engagées pour la recherche et le développement par le Service canadien des forêts.

L'une des principales façons que nous avons trouvées pour relever le défi forestier fut notre engagement, en septembre 1982, à l'égard de la conclusion d'ententes avec chacune des provinces concernant la mise sur pied de programmes de soutien destinés à répondre aux besoins de reboisement de l'industrie canadienne. Au cours des deux ou trois prochaines années, nous entendons signer une entente de régénération forestière avec chacune des provinces, comme nous l'avons déjà fait avec la Nouvelle-Écosse. Une entente avec l'Île-du- Prince-Édouard est prête pour signature. Nous seconderons et encouragerons les provinces et le secteur privé à collaborer à l'objectif essentiel du reboisement.

J'ai parlé tout à l'heure de création d'emplois. Dans le cadre du programme de création d'emplois d'Assurance-chômage, nous avons ajouté quelque 35 millions de dollars pour la seule année 1982-1983 aux dépenses d'investissement déjà engagées dans le secteur forestier pour améliorer la situation de l'emploi dans l'industrie forestière. Ce sont des emplois à court terme, mais qui auront des répercussions à long terme en contribuant à améliorer l'approvisionnement en bois au Canada. Cette somme de 35 millions de dollars vient évidemment s'ajouter à cette de 170 millions fournie par la Commission de l'assurance- chômage. Jusqu'ici, si ma mémoire est bonne, ce programme a permis la création de 11 000 à 12 000 emplois dans l'industrie forestière.

Nous avons récemment annoncé une expansion très considérable de nos fonds de développement des investissements destinés à nos établissements de recherche dans l'ensemble du pays. Nous nous sommes engagés à aller de l'avant avec le Centre de recherche forestière dans le complexe forestier des Maritimes au Nouveau-Brunswick. Nous sommes déterminés à agrandir considérablement nos installations de recherche de Sainte-Foy, Sault- Sainte-Marie et Victoria.

Il n'est évidemment pas satisfaisant de faire des recherches et d'entreprendre la restauration sans tenir compte du besoin de protéger la ressource forestière. C'est pourquoi le gouvernement fédéral est déterminé à contribuer à l'acquisition d'autres groupes d'avions- citernes un peu partout au pays pour pouvoir répondre beaucoup plus efficacement aux besoins de protection forestière au Canada. C'est là une initiative que nous avons prise pour répondre aux nombreuses demandes qui nous étaient adressées par les administrations provinciales.

Par ailleurs, nous devons aussi accorder une attention toute spéciale aux facteurs qui peuvent nous empêcher d'atteindre nos objectifs dans le domaine de la foresterie, notamment les produits chimiques toxiques, les pluies acides, l'énergie, les ressources en terrains et les changements climatiques.

Parmi ces facteurs, les pluies acides représentent probablement la menace externe la plus immédiate pour les forêts du Canada. Comme vous le savez, il est maintenant prouvé que les retombées acides, tant humides que sèches, nuisent à la productivité des forêts. Les auteurs de quatre importantes études internationales effectuées depuis 1978 concluent que les pluies acides pourraient tôt ou tard appauvrir de façon irréversible de nombreux sites forestiers. Les scientifiques nous apprennent que de grandes quantités d'émissions acidifiantes sont produites en Europe et en Amérique du Nord et qu'en aval par rapport à ces sources on peut mesurer la grande acidité des précipitations et le haut niveau de dépôt. Ils font observer que d'immenses étendues forestières au Canada, aux États-Unis et en Europe centrale sont soumises à un stress très récent causé par les dépôts acides. Ils nous préviennent qu'il existe de plus en plus de preuves permettant de conclure que les effets multiples des pluies acides conjuguées avec l'ozone et l'anhydride sulfureux peuvent gêner la croissance des arbres. Une étude récente effectuée dans la province du Nouveau-Brunswick a démontré que les niveaux élevés de pH pouvent altérer la morphologie des semis davantage qu'on ne l'avait d'abord cru.

La situation en ce qui concerne nos ressources en eau n'est pas rose elle non plus. D'après nos propres études, 4 600 lacs sont morts, c'est-à-dire que leur niveau d'acidité est trop élevé pour permettre aux poissons d'y vivre. C'est le sort qui attend 12 000 autres lacs. À ce rythme, nous serons bientôt dans la même situation que la Suède avec ses 20 000 lacs où toute vie a disparu, ou que les États américains à l'est du Mississipi où, selon de *Congressional Office of Technological Assessment*, les précipitations acides ont causé des dégâts dans 18 p. 100 des lacs et sur plus du cinquième de la longueur des cours d'eau de la région. Ce sont les adeptes de la pêche sportive aux États-Unis qui subissent certaines des pertes les mieux démontrées causées par les précipitations acides. Ces pertes se traduisent par l'élimination de tous les poissons dans 180 lacs de la région de villégiature des Adirondacks du haut de l'État de New York.

Le temps est venu de surmonter l'angoisse que suscitent chez nous les chiffres inquiétants qui ne cessent d'assombrir le tableau: nous devons prendre dès maintenant des mesures pour réduire les dépôts acides et les niveaux de pollution, avant que les dommages ne deviennent irréversibles. En réalité, il est difficile de comprendre les raisons de nos tergiversations. L'histoire récente dans le domaine de l'environnement ne nous a-t-elle donc rien appris? Est-il possible que nous ayons déjà oublié les leçons du Printemps silencieux, les affichettes de pare-chocs nous rappelant que le lac Érié est mort par notre faute et toute cette prise de conscience à l'égard de l'environnement dans les années 60? L'expérience nous a alors appris qu'il est possible de régler plus tard la facture de notre négligence en matière d'environnement, mais qu'il faut la payer tôt ou tard — et, comme nos factures de cartes de crédit, plus nous attendons pour le faire, plus le prix est élevé.

Par conséquent, qu'est-ce que nous attendons? Certains prétendent que nous avons besoin de plus de données, que nous n'en savons pas assez pour prendre une décision judicieuse, que nous ne pouvons appliquer à d'autres écosystèmes que nous n'avons pas étudiés ce que nous avons appris jusqu'ici sur les dommages causés à nos propres écosystèmes. D'après eux, d'autres recherches s'imposent.

Je suis certainement en faveur de recherches supplémentaires. Je sais cependant que nous avons appris une leçon inestimable au début des années 70. C'était l'époqueoù nous savions que l'eutrophisation était en train de faire suffoquer les lacs Érié et Ontario, mais nous étions incapables d'en trouver la cause exacte: était-ce l'azote ou le phosphore? Certains scientifiques estimaient qu'il fallait réduire de 75 p. 100 la concentration de phosphore, d'autres croyaient qu'une réduction de 40 p. 100 suffirait, et d'autres encore estimaient que d'autres recherches s'imposaient. Finalement, on a pris une décision politique visant à commencer de réduire les émissions de phosphore à la source. Avec le temps, il faudra revoir les mesures adoptées, mais entretemps, un premier pas digne de mention a été franchi pour rétablir la situation.

Pour suivre la ligne de conduite adoptée, il fallait s'attaquer à un problème environnemental de plus en plus épineux en gérant les risques ou en prenant des décisions à partir d'une compréhension scientifique forcément limitée — limitée parce qu'au moment où il fallait prendre la décision, les connaissances scientifiques n'étaient pas encore à point et que les recherches en cours produiraient sans doute plus tard d'autres données utiles.

À mon avis, nous sommes maintenant dans la même situation qu'alors par rapport aux précipitations acides. Nous sommes prêts à nous attaquer au problème des pluies acides selon le principe de la gestion du risque, en faisant fond sur les connaissances accumulées à ce jour.

Examinons maintenant la situation de plus près. Nous savons que l'opinion selon laquelle il existe un seuil de dépôts qui sert de point de démarcation entre les nappes d'eau sensibles à une dégradation et celles qui ne le sont pas est largement répandue. De nombreux scientifiques sont convaincus que ce seuil pourrait constituer le fondement d'une stratégie de réduction de la pollution qui entraînerait l'assainissement des lacs touchés. Si nous pouvons atteindre l'objectif de

20 kg/ha/année, cela devrait contribuer grandement à la protection des lacs et cours d'eau passablement fragiles.

Donner le coup d'envoi d'une politique de protection de nos forêts ne sera pas aussi simple. Les scientifiques ne croient pas encore être en mesure de proposer un seuil de dépôts provisoire. Si, comme bien des gens le croient, nos lacs et nos cours d'eau sont les éléments de notre environnement les plus vulnérables à l'acidification, l'objectif de 20 kilogrammes pourra être suffisant pour la protection de nos forêts. Si nous constatons que nos forêts et nos sols sont plus vulnérables que les écosystèmes aquatiques, nous devrons réviser notre objectif.

Nous disposons cependant d'indications générales nous permettant d'élaborer une ligne de conduite initiale. Au cours des deux derniers mois, le groupe de travail canado-américain mis sur pied pour étudier la question des précipitations acides en vertu d'un mémorandum déclaratif d'intention signé par les deux pays a publié un rapport qui contenait six constatations fondamentales:

1. Les systèmes aquatiques des deux pays sont en train de subir des dommages;
2. Ces dommages sont causés par des émissions de soufre;
3. Les dépôts et les dommages causés sont en aval des principales sources industrielles d'émission d'anhydride sulfureux, par rapport à la direction du vent;
4. Dans les régions qui reçoivent des dépôts d'au moins 20 kilogrammes par hectare par année, on peut constater des dommages. En-dessous de ce niveau, ce n'est pas le cas;
5. La réduction des émissions d'anhydride sulfureux est la solution au problème;
6. Si nous ne limitons pas ces émissions, elles augmenteront jusqu'à la fin du siècle.

En nous fondant sur ce rapport et sur d'autres constatations, nous avons fait une proposition précise aux représentants des États-Unis. Cette proposition est fondée sur deux prémisses principales:

D'abord, nous devons ramener les dépôts de sulfate à moins de 20 kilogrammes par hectare par année.

Deuxièmement, l'utilisation de modèles informatiques nous a montré que pour ramener les dépôts de sulfate à 20 kilogrammes par hectare annuellement, nous devons réduire les émissions de 50 p. 100.

Nous essayons d'obtenir que les États-Unis approuvent les deux énoncés fondamentaux suivants: les prémisses que je viens d'énoncer sont valables; et nous devons travailler conjointement à un programme visant à diminuer les émissions de 50 p. 100.

Cette façon d'aborder le problème tient compte à la fois des impératifs économiques et des impératifs environnementaux. Le délai d'environ dix ans fixé donnera à l'industrie le temps de s'adapter ou de profiter de moyens de réduction des émissions moins coûteux qui auront peut-être alors été mis au point. Aspect tout aussi important, il s'agit d'un plan qui repose sur les résultats et non sur les méthodes.

Il en coûtera au Canada 1 milliard de dollars par année. Pour les États-Unis, le coût se situerait entre 2,5 et 4,5 milliards de dollars annuellement. Il est certes encourageant de constater que les sondages ont à maintes reprises montré que l'immense majorité des Canadiens désirent que soit réglé le problème des précipitations acides.

Serons-nous capables de mettre en oeuvre à temps un programme conjoint? Si je ne peux prétendre que les choses progressent rapidement, il existe néanmoins certains signes encourageants. L'un d'eux est l'impression grandissante que le public américain est en train de prendre conscience du danger que représentent les pluies acides. Un autre est la position franche que j'ai observée chez le

nouvel administrateur de l'*American Environmental Protection Agency*, William Ruckelshaus, au cours d'une rencontre que j'ai eu récemment avec lui à Washington.

Dans l'intervalle, il revient aux spécialistes en foresterie de relever le défi de trouver l'information dont nous les politiciens devons disposer pour pouvoir poursuivre la lutte. Vous êtes les autorités qui peuvent nous dire ce qu'il faut faire pour protéger les forêts. Vous avez une idée de l'ampleur du problème. Vous pouvez nous indiquer les niveaux de dépôts maximum pour différents polluants.

Les problèmes de plus en plus difficiles d'aujourd'hui exigent la mise en commun des vues compétences qui existent en la matière et l'impulsion que fournissent les contacts à l'échelle internationale. Des conférences comme celle-ci sont idéales à cet égard. Les connaissances échangées ici conjuguées à l'encouragement à la recherche que vos discussions produiront permettront d'obtenir d'autres informations sur lesquelles les décideurs pourront fonder leurs décisions.

Je sais que vous voulez tout autant que moi remédier aux problèmes. Il y a plusieurs semaines, j'ai entendu l'allocution qu'a prononcée George Tomlinson du Divetail Inn devant l'*American Association for the Advancement of Science* à Detroit. Il a présenté quelques preuves alarmantes des effets des pluies acides sur les forêts de l'Allemagne de l'Ouest. Je sais que certains des spécialistes allemands que M. Tomlinson a cités dans son allocution sont ici à cette conférence et il sera intéressant pour vous de profiter de leur expérience. Je suis certain que, tout comme moi, vous ne voulez pas que les forêts et les cours d'eau de vos pays finissent par connaître la même situation que ceux de l'Allemagne de l'Ouest où, d'après certains rapports récemment publiés, 50 p. 100 des forêts seraient en danger.

Je suis certain que toute profession qui peut réunir un auditoire international aussi distingué dans le cadre d'un programme aussi intéressant et aussi complet saura certainement produire les données incontestables dont nous avons besoin. Nous avons tous hâte de connaître les résultats de vos efforts.

[redacted]

[illegible]

M. F.L.C. Reed
Sous-ministre adjoint
Service canadien des forêts

M. le Ministre et M. le Président, distingués invités, Mesdames et Messieurs: J'ai le privilège de vous souhaiter la bienvenue au nom du Service canadien des forêts et en même temps de reconnaître l'effort remarquable déployé par le service des forêts des États-Unis, l'industrie américaine, l'industrie canadienne et les forestiers professionnels en tant que co- organisateurs de cette conférence. Je crois que c'est la première fois dans l'histoire des conférences sur les forêts et les pluies acides, et celles-ci ont été nombreuses, que nous avons fait l'objet d'un intérêt et d'un appui aussi généralisés.

C'est donc dans ce contexte que je vous souhaite la bienvenue. La régénération forestière au Canada est plus que simplement un thème, une politique ou un slogan. Depuis 1978, la régénération des forêts canadiennes, étant donné son urgence, est devenue une question hautement prioritaire, non seulement pour le gouvernement fédéral, mais aussi pour chacun des gouvernements provinciaux au Canada et pour l'industrie. Les terres forestières canadiennes, notre fonds de ressources dans le domaine de la foresterie, est maintenant reconnue comme notre bien national le plus précieux. Des objectifs de production ont été convenus entre l'industrie et les administrations supérieures et, comme vous l'avez entendu il y a quelques instants, nous nous emploierons à augmenter de façon très considérable la productivité et le rendement dans le domaine de la foresterie au cours des vingt-cinq prochaines années. Je ne crois pas que nous ayons un autre secteur industriel au pays qui commence même à offrir les perspectives intéressantes des forêts bien aménagées. Il s'ensuit que la protection de ce patrimoine forestier est absolument essentielle. Je maintiens que planter des arbres et ne rien faire ensuite pour les protéger équivaut purement et simplement à les planter la tête en bas. Dans ce contexte, on entend par protection la protection contre l'incendie, les insectes, les maladies et les pluies acides. Dans le cas des incendies, certains d'entre vous ignorent peut-être que le bilan dans ce domaine est assez lourd au pays. En 1980 et 1981, l'incendie a ravagé cinq, six et même sept fois la superficie de terre forestière que nous avons récoltée. Vingt pour cent peut-être de cette superficie était de la terre forestière industrielle dont nous comptions récolter le bois dans le processus normal de la planification d'aménagement. Cette situation doit changer et nous avons récemment entrepris de promouvoir la mise sur pied d'un groupe d'avions citernes dans le cadre d'un service de lutte contre l'incendie interorganismes et la prise d'autres dispositions qui nous permettront de réduire les pertes causées par l'incendie. Les insectes et les maladies causent quant à eux chaque année la perte d'une quantité de bois mature qui représente les deux-tiers de celle que nous récoltons. Nous connaissons et pouvons mesurer les pertes qui surviennent parce qu'on néglige la plantation après la récolte, et nous pouvons aussi mesurer les répercussions des pertes causées par l'incendie, les insectes et les maladies.

Nous accordons maintenant beaucoup d'importance aux dommages que peuvent causer les pluies acides. Le Service canadien des forêts a probablement le programme de recherche le plus complet, le plus systématique et le plus ordonné du monde par rapport aux pluies acides et à la foresterie. Nous ne pouvons encore nous prononcer avec certitude sur la gravité de la menace. En réalité, la menace que les pluies acides représentent pour les forêts est dans l'esprit de bien des gens une question très litigieuse. Par exemple, dans certaines régions on se demande si les effets positifs des fertilisants ne l'emportent pas sur les effets négatifs. Malgré tout, je tiens à insister sur le fait que nous trouvons inquiétantes les situations où nous devons faire face à des débuts de pénuries en bois dans diverses régions du pays. Une perte causée par les pluies acides, si minime soit-elle, est déplorable, et ce serait tragique si nous avions à subir, en plus des pertes qui surviennent parce que nous négligeons les opérations de plantation, d'autres pertes causées par les incendies, les insectes et les maladies. La situation nous inquiète donc et nous dépensons chaque année des millions de dollars pour en apprendre davantage.

Le Canada est chanceux à cet égard de pouvoir compter sur l'entière collaboration du Service des forêts des États-Unis. Nous avons maintenant six programmes conjoints bilatéraux en cours, des

mémoires d'entente signées à l'échelle des ministères et des services en vue de l'échange d'informations obtenues des groupes de travail et de l'échange de résultats de recherches conjointes. Ces programmes ont une grande portée, puisqu'ils visent les produits forestiers, les insectes et les maladies, la tordeuse des bourgeons de l'épinette, le dendroctone du pin ponderosa, etc. Ce type de collaboration nous permet d'utiliser beaucoup plus efficacament les rares fonds de recherche disponibles, d'obtenir des réponses plus rapidement et de mieux mettre à profit nos connaissances scientifiques.

Notre effort de collaboration, comme vous pouvez en juger d'après la provenance des délégués réunis dans cette dalle, ne se limite pas aux frontières de l'Amérique du Nord; nous suivons également de près les expériences qui ont lieu en Europe du Nord et en Europe de l'Ouest.

C'est sur ces quelques mots, monsieur le Président, car je ne veux pas dépasser le temps qui m'est alloué, que je vous souhaite à tous la bienvenue à cette conférence. Elle promet d'être une étape marquante dans notre quête de la vérité; quant à moi, je tiens à exprimer mon optimisme face à ce défi. C'est Martin Luther qui a déj dit:

> «Si je savais que l'Apocalypse ou un cataclysme semblable devait se produire demain, cela ne m'empêcherait pas de planter mon pommier.»
> (traduction)

Ainsi, peu importe les résultats scientifiques auxquels cette conférence aboutira cette semaine, je continuerai à planter des arbres partout au pays et nous les protégerons avec les ressources que nous devrons rassembler pour ce faire. Je vous remercie beaucoup.

Allocutions de bienvenue des organismes conjoints

M. T.S. McKnight
Directeur exécutif
Association forestière canadienne

C'est pour moi à la fois un honneur et un plaisir de vous souhaiter la bienvenue au nom des trois organismes canadiens qui ont collaboré avec le Service canadien des forêts d'Environnement Canada à la préparation de cette importante réunion.

Ces trois organismes sont les suivants: l'Institut forestier du Canada qui compte parmi ses membres des forestiers, des scientifiques travaillant dans des disciplines connexes et d'autres personnes qui s'intéressent à tous les aspects de la foresterie. Le programme de l'Institut est surtout axé sur les aspects professionnel et scientifique. Le deuxième organisme est l'Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers, association nationale qui compte soixante-cinq compagnies membres et compagnies associées dans toutes les parties du Canada. Environ 98 % de toute la production canadienne de pâte, de papier et de carton lui est attribuable. Enfin, l'Association forestière canadienne, fédération regroupant les neuf associations forestières provinciales vouée à encourager l'utilisation et l'aménagement des forêts selon les normes approuvées, à informer le public sur l'importance de nos ressources forestières et la nécessité de leur protection, de leur utilisation et de leur aménagment rationnels.

Ces trois organismes représentent collectivement le groupe technique et professionnel des forestiers et les techniciens professionnels travaillant dans un domaine connexe, ainsi que l'industrie qui est la plus importante industrie au Canada sur le plan des recettes d'exportation, et enfin, par l'intermédiaire de l'Association forestière canadienne, le grand public qui s'intéresse aux forêts.

Le mot «pluies acides» est devenu avec les ans un terme courant. Comme c'est le cas pour d'autres sujets complexes importants, ce mot véhicule certains malentendus. Il y a bien des choses que nous ne savons pas au sujet des effets des pluies acides sur les forêts, mais en revanche il y a bien des choses que nous savons et qui nous permettent de tirer des revanche il y a bien des choses que nous savons et qui nous permettent de tirer des conclusions.

Cette conférence sera des plus profitables puisqu'elle permettra à des scientifiques d'échanger des points de vue et de situer les choses dans leur perspective. Elle vous donnera l'occasion à vous, spécialistes, de renseigner non seulement ceux qui, du point de vue professionnel ou industriel, s'intéressent beaucoup au bon état de nos forêts, mais aussi le grand public que peuvent toucher directement ou indirectement les conséquences des pluies acides.

Je pense qu'il est particulièrement important que, au cours de vos délibérations, vous ne manquiez pas d'établir la distinction entre les faits, ce que l'on connaît du phénomène des pluies acides et les répercussions probables de ces faits et phénomènes sur les systèmes forestiers. Le public aussi bien que les personnes pour qui nos forêts ont un intérêt immédiat doivent être renseignés de façon exacte et précise sur les pluies acides et je suis certain que vos exposés et délibérations qui auront lieu à l'occasion de la présente conférence contribueront grandement à ce que cet objectif soit atteint. Encore une fois, je tiens à vous souhaiter la plus cordiale des bienvenues. Merci.

M. J.C. Barber
Vice-président exécutif
Society of American Foresters

Merci et bonjour Mesdames et Messieurs. C'est vraiment une grande joie pour moi d'avoir été choisi pour représenter ces organismes de coordination, soit l'*american forestry association*, qui représente le public; la *National Forest Products Association* et l'*American Paper Institute*, qui représentent l'industrie forestière aux États-Unis et, naturellement, la Société des forestiers américains dont je fais partie.

Nous sommes ravis de collaborer à ce que nous considérons comme un événement international de très grande importance. Chacun de ces organismes s'intéresse au plus haut point à l'environnement et au maintien de la productivité forestière. Nous vous souhaitons la bienvenue à tous et chacun d'entre vous à cette conférence.

La réalité des pluies acides est indiscutable, mais les effets de ces pluies sur les écosystèmes forestiers ne fait pas l'unanimité. Comme tous les scientifiques ici présents le savent, il est extrêmement difficile de mesurer les effets et la complexité des écosystèmes forestiers par rapport à un phénomène comme les dépôts acides. Lorsque nous commençons à considérer les effets complexes et difficiles à interpréter des sols et y ajoutons les variations climatiques, nous constatons qu'il est vraiment malaisé de tenter de mesurer les petites différences qui peuvent exister entre les écosystèmes forestiers.

Pourtant, je pense qu'il est très important que nous tentions de mesurer ces facteurs avec exactitude et d'en déterminer les effets, parce qu'une simple réduction de productivité de quelques points de pourcentage, si on la répartit sur les millions d'acres de forêts qui peuvent être soumis aux dépôts acides, aura un impact économique incroyable. Je pense que le ministre Roberts a déjà souligné ce point. En outre, nous en savons très peu sur les effets cumulatifs sur de longues périodes de temps, tout simplement parce que nous ne disposons pas de relevés à cet égard et qu'il n'est pas facile pour nous de retourner en arrière et de déterminer ce qui s'est passé.

Évidemment, un bon nombre des réserves exprimées au sujet des effets des pluies acides résultent de différences valables d'appréciation. Elles concernent certaines différences d'opinion assez marquées exprimées par la communauté scientifique. Je pense que tout le monde ici reconnaît qu'il importe d'enrichir rapidement notre connaissance des dépôts acides, aussi bien sous forme de pluie que de particules. Nous souhaitons tous réussir à mieux connaître le problème et chercher des solutions.

Par ailleurs, comme l'a déjà mentionné le Ministre, le secrétaire d'État Shultz des États-Unis et le ministre des Affaires extérieures MacEachen se sont rencontrés en avril et ils ont convenu de certaines dispositions qui permettront une meilleure utilisation des rapports du comité conjoint déjà établis. Ils ont convenu de se rencontrer de nouveau au printemps pour discuter de nouveau du problème des pluies acides. J'espère naturellement que les ministres peuvent résoudre les aspects politiques du problème entre le Canada et les États-Unis de sorte que nous puissions tous l'aborder en tant que question scientifique d'intérêt mutuel.

J'estime que l'intensification des efforts de recherche déployés par les deux gouvernements est conforme à cette orientation générale. À l'heure actuelle, les nombreuses conférences et séances d'information sur les dépôts acides qui ont lieu dans nos deux pays et en Europe témoignent de l'urgence de trouver certaines solutions aux problèmes que nous avons à résoudre. Vous formez à mon avis un regroupement incomparable de scientifiques qui êtes tous des autorités dans de nombreux domaines interreliés associés aux forêts et aux écosystèmes forestiers. Lorsque nous partirons d'ici vendredi, nous serons probablement le groupe le mieux informé du monde sur les pluies acides; par conséquent, au nom de nos organismes qui parrainent conjointement cette conférence, je désire exprimer mes remerciements et mon appréciation au Service canadien des forêts et au Service américain des forêts qui parrainent cette conférence, ainsi qu'à nos associations et instituts équivalents au Canada qui se sont joints à nous dans un effort de collaboration. Merci.

Aperçus du problème

Le phénomène des pluies acides

M. H.C. Martin
Conseiller supérieur
Bureau fédéral de liaison, TADPA
Service de l'environnement atmosphérique

Mesdames et Messieurs,

Lorsque Peter Rennie a entrepris, il y a quelque temps, la tâche herculéenne d'élaborer le programme de cette rencontre, il m'atéléphoné pour me demander de présenter un aperçu de la question des précipitations acides. Ses deux exigences: parler du phénomène des précipitations acides et ne pas traiter de foresterie. Ayant quitté la recherche scientifique il y a quelques années, j'ai développé deux caractéristiques que Peter Rennie a si bien su reconnaître. Premièrement, je ne connais pas de façon précise l'état actuel de la science dans me discipline préférée, et deuxièmement, comme je suis maintenant dans le domaine de la gestion, j'ai développé une tendance à tourner autour du sujet plutôt que de l'aborder directement. Je traiterai donc, de façon générale, des éléments de ce problème tels qu'ils se présentent hors du domaine de la foresterie. Mais j'en profiterai à l'occasion pour parler des liens qui existent entre le phénomène lui-même, les divers environnements qu'on rencontre à l'extérieur des forêts et les forêts. J'aborderai aussi à l'occasion des sujets qui seront traités plus en détail dans les jours qui suivront. Je suivrai les polluants à travers l'atmosphère, à partir de leurs sources, je m'arrêterai aux dépôts qu'ils produisent, pour traiter brièvement des réactions qu'ils engendrent dans les différents environnements.

D'abord, disons que la question des précipitations acides est une question globale. Il existe presque un équilibre entre les émissions naturelles de dioxyde de soufre et celles d'origine humaine, mais leur répartition n'est pas uniforme. Dans l'hémisphère nord, le problème de l'acidification, les valeurs annuelles de pH servant d'indicateur à cet égard, se situe dans les régions les plus fortement industrialisées, ce qui donne les pH les plus bas dans l'est du continent nord-américain, en Europe centrale et au Japon. Dans les Prairies, en Amérique du Nord et en Asie centrale, le problème ne se pose pas et le pH moyen des pluies dans ces régions est plutôt élevé.

Arrêtons-nous aux sources du problème. «Comment cette situation s'est-elle produite?» nous demanderons-nous peut-être d'abord. Il y a environ trois ou quatre décennies, des sources émettaient des polluants en fortes concentrations près de la surface du sol, causant des problèmes au niveau du sol. Comme cette situation engendrait des problèmes de santé, nous nous y sommes arrêtés et le Canada et les États-Unis ont adopté des lois sur la lutte contre la pollution atmosphérique. Ces lois tenaient compte des normes régissant la qualité de l'air ambiant et ont permis de dépolluer les villes. Mais avec le temps, les villes se sont transformées en conurbations où des dizaines de milliers de sources d'émission crachent en même temps leurs polluants dans l'atmosphère, que les vents poussent à des centaines de kilomètres. À cela s'ajoutent des sources ponctuelles très importantes. Afin de satisfaire aux exigences législatives, on a construit de hautes cheminées dont les émissions sont emportées très loin par les vents arrière; c'est précisément le cas d'une source ponctuelle de 1 283 pieds de hauteur en Ontario.

Les émissions des cheminées sont projetées dans l'atmosphère qui en assure le transport, la transformation et le dépôt. Il s'agit là de trois processus qui touchent à trois disciplines dont la météorologie, qu'on qualifie en termes moins flatteurs de «mythologie». Le deuxième processus est celui de la transformation des composantes chimiques de l'air dans l'atmosphère, qui produit, en dernier lieu, les dépôts. Dans l'est de l'Amérique du Nord, l'air se déplace généralement d'ouest en est, à quelques légères différences près en été et en hiver. La chimie atmosphérique est très complexe. On n'en comprend pas encore très bien les processus. En termes simplistes, disons que le dioxyde de soufre émis dans l'atmosphère retombe inaltéré, sous forme de dépôts secs, ou s'oxyde. Il peut réagir au contact de l'eau avant l'oxydation ou après pour se déposer sous forme de sulfates.

Les oxydes d'azote suivent le même processus. En réalité, les processus sont beaucoup plus complexes lorsqu'on tient compte des effets photochimiques et des paramètres atmosphériques qui déterminent également le sort des émissions de NO_x.

La composante sèche des dépôts est à peu près aussi importante que la composante humide. Pour mesurer les dépôts en surface, il faut un réseau de captation. Étant donné l'importance accordée jusqu'ici à cet élément et la difficulté de mesurer les dépôts secs, il n'existe pas actuellement de réseaux opérationnels de longue date pour enregistrer les dépôts secs. Dans le cas des précipitations humides, le Canada compte au moins un réseau efficace réparti dans l'ensemble du pays. Il s'agit d'un groupe de stations de divers réseaux qui recueillent des échantillons de pluie toutes les semaines ou tous les mois pour en permettre l'analyse d'une grande variété de composantes. Le réseau national est lié à celui des États- Unis grâce à des stations communes au Canada et aux États-Unis. Ainsi, il est possible de comparer les données des deux pays et de s'assurer que la chimie de l'atmosphère ne présente pas d'anomalies de l'autre côté de la frontière. Ces réseaux et les liens qui existent entre eux ont permis de tirer des cartes des précipitations — dépôts de pH ou de sulfate. Les régions qui enregistrent des dépôts au degré d'acidité ou de sulfate élevé correspondent aux régions où les émissions sont importantes ou à celles dont les émissions sont transportées dans le sens du vent. On pouvait s'y attendre.

Il faut aussi considérer le pH des précipitations par rapport à l'environnement qui les reçoit. C'est ici que se pose la question de la sensibilité. Comment détermine-t-on la sensibilité? D'après le sol? D'après l'eau? Ou en utilisant d'autres critères? Malgré cette difficulté, il s'avère qu'une très forte proportion de la région sensible de l'est de l'Amérique du Nord est exposée aux dépôts les plus importants. Cette région englobe la partie supérieure de la Nouvelle-Angleterre, et le centre-est de l'Ontario, du Québec et des Maritimes. Toutes ces régions sont dotées de sols minces ayant un faible pouvoir tampon. Les précipitations qui y tombent sont captées par le bassin d'alimentation et s'écoulent dans les cours d'eau et les lacs sans que leurs composantes chimiques initiales n'aient subi beaucoup de transformation.

Dans le volet atmosphérique de nos études, nous avons essayé de classifier au moyen de modèles les rapports entre les émissions et les dépôts. Comment fonctionnent ces modèles? On tient compte de toutes les sources d'émission de polluants du continent. On tient également compte des caractéristiques météorologiques sur une période de douze heures pendant une année, des meilleures composantes chimiques disponibles, et des meilleures estimations concernant les mécanismes de dépôt. Une synthèse mathématique de ces données permet de tirer une carte théorique des dépôt pour l'année au cours de laquelle les émissions ont été enregistrées. Cela nous donne une indication de ce qui pourrait se produire dans l'environnement réel. Les modèles ne sont utilisés qu'à des fins de prévisions et, à l'heure actuelle, ils ne sont employés que pour de vastes régions géographiques et pour les composés du soufre.

Lorsque les spécialistes conçoivent leurs modèles, ils doivent communiquer avec les scientifiques de la foresterie afin de tenir compte d'aspects tels que la structure physique d'une forêt et sa capacité d'absorption des polluants. Ces aspects déterminent la rapidité avec laquelle les polluants peuvent quitter l'atmosphère. Si ce type de communication n'existe pas, les modèles ne seront pas efficaces ou réalistes. Le problème le plus difficile dans le domaine atmosphérique est celui des dépôts secs, notamment l'impossibilité de les mesurer de façon satisfaisante. De plus, certains croient que la chimie de l'atmosphère se comporte de façon linéaire, d'autres, de façon non linéaire. Jusqu'à ce que différend majeur se règle, aucune prévision ne pourra être faite quant à ce qui se passera si les émissions sont réduites de moitié. Les dépôts diminueront-ils d'autant ou seront-ils réduits sous l'effet d'autres facteurs? Voilà une question d'importance stratégique touchant la réduction. à Stockholm, l'an dernier, on a convenu que le rapport pouvait être proportionnel si les émissions et les dépôts étaient considérés sur une base régionale.

Une fois les substances acidifiantes déposées, il faut considérer leurs effets. Nous ne nous arrêterons pas pour le moment à ce qu'il advient des précipitations ou des dépôts secs qui pénètrent dans le «trou noir» de la terre que Peter Rennie a défini pour moi, mais nous irons voir directement ce

qui se passe dans les systèmes aquatiques. On a porté une attention toute particulière au Canada, aux États-Unis et en Europe aux réactions de ces systèmes à l'acidification. Cette attention s'explique bien au Canada car on y trouve 1,7 million de lacs. Ils sont situés en bonne partie dans des régions sensibles et les niveaux de dépôt sont parmi les plus élevés au pays.

Une autre raison pour se préoccuper des systèmes aquatiques est leur réaction beaucoup plus rapide au stress que celle des systèmes terrestres sur lesquels reposent les forêts. Une espèce de poissons peut disparaître en une seule année. Les pertes touchant des éléments importants de la chaîne alimentaire, les invertébrés, sont moins évidentes, tout comme c'est le cas pour certaines espèces indicatrices dont on peut constater la diminution au moyen du dénombrement des stocks. Aucun poisson ne peut vivre dans un lac dont le degré de pH est inférieur à cinq. Compte tenu du fait que certains de ces lacs absorbent presque directement les composantes chimiques des précipitations et que le degré d'acidité de ces dernières peut atteindre un pH de 4,2, l'avenir des populations de poissons n'est pas rose. Une autre victime de l'acidification du milieu aquatique est la végétation. Les lacs acidifiés sont envahis de sphaigne, espèce caractéristique des tourbières acides. En outre, la coloration verte est causée par des algues filamenteuses. On trouve cette mousse qui ressemble à du limon dans certains lacs de l'Ontario. Dans l'ensemble, l'acidification du milieu aquatique a pour effet de réduire la diversité des espèces et la population d'organismes biologiques.

Jusqu'ici, c'est le soufre que nous avons considéré comme principal polluant. L'azote, quant à lui, ne semble pas atteindre le système aquatique, mais se retrouve dans le bassin d'alimentation. Ce n'est qu'après la fonte des neiges ou une pluie abondante qu'on trouve de l'azote dans un lac en voie d'acidification.

Les mesures des quantités de soufre ont permis d'établir de soi-disant limites cibles. En Amérique du Nord, 20 kilogrammes l'hectare de sulfate humide par année semble être une limite qui protège les systèmes aquatiques moyennement sensibles. À Stockholm, l'an dernier, on a fixé une limite plus sévère qui protégeait essentiellement tous les systèmes. Ces limites seront revues et abaissées au cours des prochaines années. Leur importance tient au fait qu'elles proposent un chiffre qui peut servir à évaluer une ressource aquatique menacée.

L'est du Canada compte environ 14 stations où l'on mesure de façon intensive les composantes chimiques présentes dans l'eau. Les données de ces stations révèlent que de l'ouest vers l'est, la limite de 20 kilogrammes est dépassée partout entre Algoma et Halifax. Cette vaste région reçoit plus de polluants qu'elle ne le devrait pour éviter l'acidification de son système aquatique.

Le problème de l'acidification est présent non seulement dans nos écosystèmes naturels, mais aussi dans l'environnement créé par l'homme. D'ici au ministère de la Justice, dans le Vieux Québec, on peut voir ce qui arrive au calcaire et au grès soumis à l'effet du dioxyde de soufre ou des sulfates dans un milieu urbain. Ces matières se désagrègent et se décomposent. Les principaux matériaux qui se détériorent sont la pierre et les métaux, galvanisés et peints dans le cas des métaux. Il ne s'agit pas d'un problème causé par le transport à distance des polluants. Non, dans ce cas, les effets se font sentir à proximité des sources. Mais le point important est que l'agent corrosif est le même que celui qu'on observe dans l'environnement naturel: le soufre. Comme ces dommages peuvent être quantifiés, ils sont extrêmement utiles lorsqu'on veut évaluer sur le plan économique les conséquences des émissions.

Il y a un autre domaine de préoccupation concernant les effets de la pollution: celui axé sur la santé. La controverse est considérable dans ce domaine. Il y a peut-être deux situations où des problèmes potentiels indirects pour la santé ont été identifiés. Il s'agit en premier lieu de la bio-accumulation du mercure dans les systèmes aquatiques et, finalement, chez les populations de poissons. Aucune concentration de mercure chez les poissons, découlant de l'acidification des lacs, n'a encore dépassé les concentrations permises en vertu des normes de la santé, mais le taux mercure est néanmoins élevé. En deuxième lieu vient l'utilisation de l'eau des lacs comme source d'eau potable pour les chalets. Lorsque de l'eau acide repose pendant environ une semaine dans des tuyaux de

cuivre ou de plonb, il s'y accumule de fortes concentrations de ces métaux. Il faut alors faire couler l'eau avant de la consommer pour qu'elle soit fraiche.

Je termine par une observation concernant l'agriculture. Toutes sortes d'études ont été faites en agriculture pour examiner les effets du dioxyde de soufre gazeux, des précipitations acides et des oxydants. Les renseignements sont peut-être plus frappants dans le cas des oxydants. Dans le sud-ouest de l'Ontario, les fèves blanches peuvent devenir sérieusement chlorotiques en moins de cinq jours si elles subissent une concentration d'ozone phytotoxique. On ne connait pas très bien les effets de ce changement de couleur sur la qualité de la récolte. Ce point est encore à l'étude. Quant aux effets des précipitations acides ou du SO_2 dans les sols, ils peuvent être minimes parce que les fermiers ajoutent régulièrement des amendements et des fertilisants pour maintenir de bons niveaux de fertilité.

Monsieur le président, je crois que j'ai traité de la plupart des principaux volets du phénomène des pluies acides à l'exception d'un seul, bien sûr. Peter m'avait demandé de présenter un exposé qui ferait l'unanimité. Je crois que c'est le cas. Je termine sur la remarque suivante: Mère nature ne rit pas. Merci.

Échange

Question: Les limites maximales fixées s'appliquent-elles seulement au sulfate?

Réponse: Aux fins de l'établissement des limites maximales de sulfate, le mot «sulfate» désigne le soufre sous toutes ses formes.

Question: Quel est le niveau cible de soufre qui a été proposé à la conférence de Stockholm en 1982 pour assurer une protection complète?

Réponse: Le niveau cible proposé visait le soufre sous toutes ses formes, mais si l'on convertit ce chiffre pour l'appliquer au sulfate afin de faciliter la comparaison, on obtient un total de 15 kilogrammes l'hectare par année. Le niveau établi en Amérique du Nord était de 20 kilogrammes l'hectare de dépôts humides par année. Comme l'ensemble des sulfates se compose d'environ 50 à 60 % de dépôts humides et de 40 à 50 % de dépôts secs, on peut dire que la limite fixée à Stockholm est environ deux fois plus sévère que la limite canadienne.

Question: Savez-vous s'il existe des documents qui établissent le lien entre l'aluminium et ses effets sur la santé?

Réponse: Non.

Question: Les modèles permettent-ils de prévoir les taux de dépôt à partir des données dont on dispose sur les émissions?

Réponse: Oui, et les modèles peuvent permettre de prévoir les changements des taux de dépôt lorsqu'un groupe de sources d'émissions est exclu. C'est un exercice utile qui permet d'indiquer la façon dont on peut le mieux réduire les dépôts.

Les dépôts acides dans l'est de l'Amérique du Nord: Les ressources forestières en péril

H.H. Krause
Département des ressources forestières
Université du Nouveau-Brunswick

Résumé

Les dépôts acides dépassent les niveaux naturels sur de vastes étendues du continent nord-américain à l'est du méridien 100°ouest.

En raison de l'accroissement annuel d'environ 475 millions m^3 de bois aux États-Unis et de 146 millions m^3 au Canada, les forêts des zones touchées contribuent considérablement aux économies des deux pays, mais plus particulièrement à celle du Canada, où l'exploitation forestière fournit un emploi sur dix.

Aux États-Unis, environ 10 p. 100 de l'accroissement forestier annuel se produit dans des régions exposées à des dépôts acides très élevés et plus de 75 p. 100 dans des régions à dépôts acides moyens et élevés. Les combinaisons à risque, à savoir couverture conifèrale et sols à faible pouvoir tampon, sont présentes dans les écosystèmes forestiers des régions à retombées acides très élevées.

Au Canada, environ 53 p. 100 de l'accroissement annuel se produit dans la zone de dépôts légers, 43 p. 100 dans des zones de retombées moyennes et très élevées et seulement 4 p. 100 dans des zones de dépôts très élevés. Contrairement à la situation aux États-Unis, il y a accroissement en grande partie dans les forêts mélangées et les forêts sempervirentes aciculifoliées et sur les sols à faible pouvoir tampon vulnérables à la toxicité de l'aluminium.

Outre les répercussions sur la capacité de production de fibres des forêts, les retombées acides peuvent toucher indirectement la faune terrestre et les habitats aquatiques. La documentation actuelle ne permet pas de tirer de conclusions quant à la productivité des forêts et à l'état de la faune terrestre, mais elle confirme les effets négatifs des dépôts acides, aux niveaux actuels, sur les habitats aquatiques. Il semblerait que les zones où les sols et la roche-mère ont un faible pouvoir tampon sont également menacées.

Introduction

L'est de l'Amérique du Nord, avec ses forêts variées allant du pin dans le sud aux conifères de la ceinture boréale, a une réserve de bois de plusieurs milliards m^3 et un accroissement annuel dépassant un demi-milliard m^3. La valeur de l'accroissement annuel est évaluée à 8,3 milliards $ aux États-Unis. Cette somme représente 70 p. 100 de la valeur totale de l'accroissement annuel forestier de ce pays. Dans l'est du Canada, l'accroissement annuel aurait une valeur approximative de 3,9 milliards $. De plus, environ 64 p. 100 de la valeur ajoutée de l'ensemble de l'industrie forestière du Canada provient des provinces de l'est. Outre leur importance industrielle, les forêts de l'est de l'Amérique du Nord servent d'habitats pour la faune terrestre et contiennent de nombreuses nappes d'eau au potentiel récréatif exceptionnel, dont la valeur est difficilement chiffrable.

Au cours des dernières décennies, les forêts des vastes étendues de l'est de l'Amérique du Nord ont été exposées à des niveaux toujours croissant de retombées acides. On a établi un lien indirect entre la diminution de l'accroissement forestier et les taux élevés de dépôts acides dans au moins un cas (Johnson et coll., 1981), mais jusqu'à maintenant, on n'a pas réussi à confirmer que la diminution du rendement est le résultat direct des précipitations acides. Certaines inquiétudes persistent

toutefois parce que (1) les arbres sont des plantes au long cycle de vie susceptibles de subir l'effet cumulatif des polluants, (2) les forêts poussent souvent dans des sols aux substances nutritives restreintes, généralement pas améliorées par des fertilisants ou de la chaux, et (3) les cimes forestières offrent de très grandes surfaces pour l'interception des polluants acides gazeux ou particulaires.

Niveaux et distribution des dépôts acides

La région touchée par des dépôts acides dépassant les niveaux naturels s'étend du sud-est des États-Unis jusqu'au nord des Grands Lacs au Canada et à l'est jusqu'à Terre-Neuve. Les émissions de polluants acidifiants sont concentrées dans l'est du Mid-West et l'Ontario, mais, en raison du transport à grande distance des polluants par les masses d'air poussées par les vents dominants nord-est (Altshuller et McBean 1981), les polluants retombent également sur les régions les plus à l'est du Canada. Les zones à précipitations acides très élevées, c'est-à-dire où l'apport annuel d'ions hydrogène (DH^+) est supérieur à 80 m mole m^{-2} et l'apport annuel d'ions sulfate (DSO_4^{2-}) est supérieur à 40 m mole m^{-2}, coïncident avec l'emplacement des principales sources d'émissions (Bangay et Riordan 1982). Les zones à dépôts acides élevés (DH^+ 60 - 80, DSO_4^{2-} 30 - 40 m mole m^{-2}) englobent le Tennessee jusqu'au sud de l'Ontario et des parties du sud-ouest du Québec. Des retombées acides moyennes (DH^+ 40-60, DSO_4^{2-} 20-30 m mole m^{-2}) ont été enregistrées au sud au Mississippi, en Alabama et en Géorgie et au nord en Ontario, au Québec, dans la partie sud du Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. Enfin, les dépôts acides légers ($DH^+ < 40$, $DSO_4^{2-} < 20$ m mole m^{-2}) sont présents dans les autres parties des États-Unis à l'est du méridien 100° O et dans l'extrême nord de l'Ontario, au Québec, dans le sud du Labrador et à Terre-Neuve.

Ressources forestières exposées aux retombées acides

Aux États-Unis, la région exposée aux retombées acides comprend, dans le sud, les forêts d'exploitation intensive de pins, les forêts caducifoliées du centre, les forêts de haute altitude des Appalaches et les forêts à feuilles caduques du nord de la Nouvelle-Angleterre et des États des Grands Lacs. Dans la zone touchée, les terres forestières couvrent 143 millions d'hectares. Environ 10 p. 100 de l'accroissement annuel combiné des feuillus et des conifères de la région exposée se produit dans la zone de dépôts acides très élevés. Plus de 75 p. 100 de l'accroissement a lieu dans les zones de dépôts moyens et élevés (Bangay et Riordan 1982).

Au Canada, plus de la moitié des terrains forestiers productifs sont situés dans la partie est du pays où les retombées acides dépassent les niveaux naturels. La plus grande partie de la forêt boréale est exposée aux dépôts légers. La plus grande partie de la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent, de la forêt acadienne et de la forêt de feuillus est touchée par des dépôts moyens et élevés.

D'après les données de l'inventaire des ressources forestières du Canada de 1981 (Bonnor 1982), la foresterie de production est la principale, sinon la seule, forme d'utilisation des terres de la région forestière boréale et de la partie de la région forestière acadienne située au Nouveau-Brunswick. L'agriculture prédomine dans le sud de l'Ontario et dans certaines parties du sud du Québec, mais la plus grande partie de la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent a conservé son couvert forestier.

L'inventaire des ressources forestières du Canada dénombre trois types de forêts: les résineux, les forêts mélangées et les feuillus.

Dans la plus grande partie de la région boréale, on trouve des forêts de résineux composées de peuplements purs de conifères ou de peuplements mélangés comportant moins de 25 p. 100 par volume de feuillus. La couverture typique est faite de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) ou d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) ou d'un mélange des deux. Les peuplements de ce genre poussent après un feu et comprennent très souvent un mélange de tremble (*Populus tremuloides* Michx.) et de bouleau

stock inférieur résultat de la sur-utilisation locale, à de mauvaises techniques de récolte et à l'absence de contrôle des espèces et à la compacité des peuplements de grandes parties des terres forestières. On peut avoir une idée du potentiel de production dans des conditions moyennes des types courants de peuplement en étudiant les mesures d'accroissement, prises sur des parcelles expérimentales adéquatement pourvues, choisies avec soin pour des études de fertilisation (Krause 1981; Krause et coll., 1982; van Nostrand 1979). D'après les renseignements du tableau 1, il serait possible, grâce à une gestion adéquate, d'augmenter d'un facteur de deux ou plus les taux actuels de production d'une section forestière donnée.

Deux provinces, l'Ontario et le Nouveau-Brunswick, ont adopté de nouveaux programmes de gestion forestière comportant des ententes renouvelables de tenure conclues entre les gouvernements et les industries qui incitent ces dernières à investir dans des terres publiques afin d'améliorer le stock d'accroissement et les rendements futurs (Anon 1980; Armson et coll., 1980). Au Nouveau-Brunswick, par exemple, les projections à long terme sont fondées sur un rendement moyen hypothétique de 210 m^3 ha^{-1} à un âge de rotation de 50 ans des forêts améliorées par la plantation ou l'espacement.[1] Cela correspond à un AMA de 4,2 m^3 ha^{-1}, ce qui est presque le double du taux actuel de production de la province. Les propriétaires fonciers et les locataires se demandent si les effets d'une meilleure gestion pourraient être annulés par des retombées acides constantes.

Les modes de possession des forêts de l'est du Canada varient d'une province à l'autre. En Ontario et au Québec, à peu près 90 p. 100 des terrains forestiers productifs appartiennent à la Couronne. Il s'agit pour le reste de propriétés franches industrielles ou de petits boisés, ceux-ci étant la forme la plus répandue de propriété privée au Québec. La Couronne possède tous les terrains forestiers productifs de Terre-Neuve et du Labrador. La situation est inversée dans les Maritimes où la propriété privée prédomine. En Nouvelle-Écosse, les terres publiques ne représentent que 25 p. 100 de tous les terrains forestiers productifs. Dans cette province, de nombreux propriétaires exploitent de petits boisés de moins de 400 ha. Au Nouveau-Brunswick, les terres forestières non industrielles, c'est-à-dire les terres à bois privées, équivalent à 30 p. 100 du total des ressources forestières.

La diminution de l'accroissement forestier des zones de dépôts acides ferait probablement subir des pertes aux habitants des provinces de l'Ontario, du Québec et de Terre-Neuve, mais surtout aux particuliers et aux sociétés des Maritimes. Le danger est-il véritablement imminent? La réponse dépend non seulement du taux de précipitations acides, mais aussi de la capacité des sols et de la roche-mère de neutraliser les polluants à venir.

Les sols et leur capacité de neutralisation des polluants acides

Lors de l'évaluation des répercussions effectuée dans le cadre du Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière, signé par les gouvernements des États-Unis et du Canada (Bangay et Riordan 1982), on a coté la capacité des sols et de la roche-mère de neutraliser les effets des dépôts acides. Au Canada, les cotes des sols étaient fondées sur la profondeur, la granulométrie et l'origine géologique du matériau parental. Par conséquent, la zone boréale en général, et plus particulièrement, la partie au Québec est constituée de sols ayant une «faible» capacité de neutralisation des retombées acides. Cela n'est pas étonnant puisque la plupart des sols ont évolué dans un régolite provenant des formations granitoides du bouclier canadien (Duglas 1970). Il existe des enclaves de dimensions variées possédant une capacité moyenne ou élevée de neutralisation. Ces enclaves ont des sols provenant de formations lacustres dont l'horizon de carbonate de calcium se trouve à une profondeur déterminée par les précipitations annuelles moyennes.

[1] T. Erdle, ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, communication personnelle.

Les sols de la région boréale, sauf ceux provenant des formations lacustres, font partie de l'ordre podzolique (Clayton et coll., 1977). Outre leur acidité élevée et leur faible saturation en bases, ces sols possèdent une caractéristique intéressante en ce qui a trait aux retombées acides. Il s'agit de l'horizon illuvial où s'accumulent hydroxydes de fer (Fe) et d'aluminium (Al). Ces substances absorbent une grande partie du SO_4^{-2} déposé, entraînant ainsi la diminution graduelle du pH des sols et la solubilisation accrue de l'Al (Norton 1976). C'est le deuxième processus, qui, croit-on, menacerait le développement et le fonctionnement des racines (Ulrich 1980), et par conséquent, la productivité à long terme des forêts.

L'accroissement des conifères poussant sur des sols podzoliques serait un des écosystèmes forestiers les plus vulnérables aux retombées acides. Même si l'accumulation des hydroxydes d'Al peut retarder en quelque sorte la diminution du pH des sols (Wiklander 1980), les résineux ont plus de difficulté que les feuillus à absorber et recycler les cations basiques. Ce sont là des processus importants pour contrer les effets des dépôts acides. Par ailleurs, les forêts de conifères de la région ont généralement des carences en azote qui semblent liées à la décomposition lente des matières organiques des sols initialement acides. Heureusement, la zone boréale est située en périphérie de la région de retombées acides.

Les sols podzoliques sont présents dans le sud dans les forêts mélangées de la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent, ce qui comprend le district Muskoka-Haliburton de l'Ontario. Quoique situés dans la zone de dépôts moyens, Les écosystèmes forestiers sont légèrement moins sensibles que ceux du nord en raison de leur composition élevée en feuillus.

Les sols podzoliques cèdent graduellement la place aux brunisols et aux luvisols brun gris, des sols forestiers très basiques. Étant donné qu'ils proviennent de matériaux rocheux calcaires ou de roches ignées basiques et sont présents dans des forêts où prédominent les feuillus, les brunisols et les luvisols ont un pouvoir tampon qui va de «moyen» à «élevé» à l'égard des polluants acides. Associés à une couverture de feuillus, les brunsisols et les luvisols constituent probablement les écosystèmes forestiers les moins vulnérables aux dépôts acides.

Dans les Maritimes, les sols ont évolué à partir de dépôt glaciaire recouvrant des roches sédimentaires et métamorphiques et des granites intrusifs (Douglas 1970). Même si certains de ces sols sont classés des luvisols gris (Clayton et coll., 1977), ils présentent tous des caractéristiques podzoliques typiques dont une faible saturation en bases et des horizons illuviaux prononcés comportant une accumulation d'hydroxydes de Fe et Al. En raison du climat perhumide de la région, la plupart des sols sont acidifiés sur un mètre ou plus. Cependant, compte tenu de leur granulométrie allant de moyenne à fine, les sols recouvrant les roches sédimentaires ont reçu une cote «moyenne» quant à leur capacité de neutralisation des polluants acides. On a attribué une cote «élevée» à une partie relativement petite des sols à cause de la présence du matériau parental calcaire.

Les sols sur les formations ignées intrusives et les roches de métamorphisme de contact, comme celle des hautes-terres du Nouveau-Brunswick et du bas plateau du sud de la Nouvelle-Écosse, sont généralement peu profonds et d'une granulométrie plus grossière que ceux des régions adjacentes. Par conséquent, on leur a attribué une cote «faible» de neutralisation des dépôts acides.

Aux États-Unis, les sols représentatifs de la région exposée aux retombées acides font partie des alfisols - les sols forestiers très basiques de la région des Grands Lacs qui sont l'équivalent des luvisols gris brun du Canada, des spodosols qui couvrent les parties nord de la Nouvelle-Angleterre et les États des Grands Lacs, les ultisols - les sols forestiers peu basiques fréquents dans les États de sud-est et les inceptisols - sols peu évolués des Appalaches (Anon., 1975).

On a attribué une cote de neutralisation des polluants acides à ces sols, tout comme à ceux du Canada. Cela a permis de délimiter deux grandes régions ayant un faible potentiel de neutralisation

(Olson et coll., 1982). Il s'agit de la région de la Nouvelle-Angleterre où prédominent les spodosols et de la partie centrale de la région des Appalaches où les inceptisols sont très courants.

La région de la Nouvelle-Angleterre aux sols plus profonds et au pourcentage plus élevé de feuillus pourrait être moins sensible que la région des Maritimes où de vastes étendues de terres adjacentes ont un potentiel de neutralisation des polluants acides qui va de moyen à élevé. Les forêts de conifères sur inceptisols des altitudes élevées des Appalaches et des Adirondacks de l'État de New York sont évidemment beaucoup plus vulnérables aux retombées acides. Il faut souligner que ces écosystèmes, contrairement à ceux de la forêt boréale du Canada, sont situés en grande partie dans les zones de dépôts acides élevés et très élevés.

La grande région où prédominent les alfisols a un potentiel allant de moyen à élevé de neutralisation des polluants acides. Les écosystèmes forestiers de cette région, comme ceux de la région à luvisols gris brun et à feuillus du Canada, ne sont probablement pas vulnérables aux dépôts acides. Sont également peu sensibles aux retombées acides, les écosystèmes forestiers de la région dominée par les ultisols. Même si ceux-ci ont peu de propriétés basiques, leur météorisation constante ainsi que l'enracinement profond et le recyclage nutritif efficace des feuillus qui y croissent, préviendront fort probablement la modification à court terme des réserves de cations, si les retombées acides restent au niveau actuel (Richter et coll., 1983). Il faudra peut-être revoir cet énoncé dans le cas des conifères.

Faune terrestre

Les forêts de l'est de l'Amérique du Nord servent d'habitats à diverses populations fauniques. D'après la documentation, beaucoup d'espèces, et plus particulièrement les ongulés, pourraient être indirectement touchées par les dépôts acides. Il suffit de mentionner la contamination des aliments par des métaux lourds, la perte de composantes essentielles dans les substances nutritives et la diminution générale des réserves de nourriture. Des exemples de ces possibilités sont donnés dans les paragraphes suivants.

Dans une région industrialisée de la Pologne, on a constaté que les panaches du chevreuil (*Capreolus capreolus*) étaient contaminés par des métaux et étaient de taille réduite (Jop 1979). Le bétail ainsi que diverses espèces fauniques manquaient de sélénium (Se), élément essentiel dans l'alimentation des vertébrés (Stoscek et coll. 1978). Le pH des sols détermine la quantité de Se disponible et son absorption par les plantes. Certains craignent que des retombées acides constantes puissent causer une diminution du Se disponible dans les sols des forêts suffisante pour entraîner des désordres alimentaires chez les espèces qui broutent.

Le caribou (*Rangifer* sp.) des forêts boréales et des toundras du nord-est du Canada pourrait souffrir de la diminution des ressources nutritives provoquée par les dépôts acides. Les lichens, le principal aliment du caribou en hiver, sont sensibles aux retombées acides (Lechewicz 1981). Les ravages d'hiver de certains des plus grands troupeaux de caribou d'Amérique du Nord sont situés dans la zone déjà touchée par les dépôts acides.

Habitats aquatiques

Les précipitations acides, en raison de leurs effets sur le sol et les forêts, ont eu des répercussions indirectes sur la qualité de l'eau des cours d'eau et des lacs. La possibilité d'une baisse du pH et de l'apport de Al^{3+} dans les habitats aquatiques par les eaux de ruissellement des sols acidifiés cause des inquiétudes.

La vulnérabilité des poissons aux fluctuations de pH varie considérablement, mais certaines espèces ne se sont pas reproduites en laboratoire à des pH inférieurs à 6 (Beamish 1976). Dans le cas de l'Al, les concentrations considérées comme mortelles en laboratoire sont fréquentes dans les cours

supérieurs des cours d'eau des zones de dépôts élevés et très élevés, comme la région des Adirondacks de l'État de New York (Driscoll 1980) et du parc national Great Smokey Mountain aux États-Unis (Hermann et Baron 1980) et de la région Muskoka-Haliburton en Ontario.

Ouvrages de référence

Altshuller, A.B.; McBean, G.A. 1981. Le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances. Deuxième rapport du groupe consultatif de recherche États-Unis/Canada sur le transport des polluants atmosphériques sur de grandes distances. 3e édition. 40 pages.

Anonyme. 1975. Soil taxonomy. US Dept. Agric. Handb. n° 436.

Anonyme. 1980. The crown lands and forest act of New Brunswick, 1980. Prov. du Nouveau-Brunswick, ministère des Ressources naturelles, Fredericton, (N.-B.).

Armson, K.A.; Robinson, F.C.; Osborn, J.E. 1980. Forest managment manual for the Province of Ontario. Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario, Toronto (Ont.).

Beamish, R.J. 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and resulting effects on fishes. Water, Air, Soil Pollut. 6:501-514.

Bangay, G.E.; Riordan, C. 1982. Groupe de travail I, évaluation des répercussions: Mémorandum déclaratif d'intention sur la pollution atmosphérique transfrontière. Rapport final. Janvier 1983.

Bickerstaff, A.; Wallace, W.L.; Evert, F. 1981. La croissance des forêts au Canada. Partie 2. Description quantitative du territoire et de l'accroissement annuel moyen. Environnement Canada. Institut forestier national de Petawawa. Rapport d'information, PI- X-1.

Bonnor, G.M. 1982. Inventaire des forêts du Canada. Direction de la statistique forestière et des systèmes. Service canadien des forêts. Environnement Canada, Information Canada, cat no Fo 41-1011981E. Ottawa (Ont.).

Clayton, F.S.; Ehrlich, W.A.; Carr, D.B.; Day, J.H.; Marshall, I.B. 1977. Soils of Canada. Ministère de l'Agriculture du Canada, Direction des recherches, Ottawa (Ont.).

Douglas, R.J.W. 1970. Geologic map of Canada. Commission géologique du Canada, carte R50A.

Driscoll, C.T. 1980. Chemical characterization of some dilute acidified lakes and streams in the Adirondak region of New York State. Thèse de doctorat, Université Cornell, Ithaca (NY).

Hermann, R.; Baron, J. 1980. Aluminum mobilization in acid stream environments. Parc national Great Smokey Mountains, É.-U. Pages 218-219 dans D. Drablos et A. Tollan, eds. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF Project, Sandefjord, Norvège.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G.; Wand, D.; Turner, R.S.; Barringer, T.H. 1981. Recent changes in patterns of tree growth rate in the New Jersey Pinelands: a possible effect of acid rain. J. Environ. Qual. 10:427-430.

Job, D. 1979. Quality evaluation of roe deer antlers from an industrial region in Poland. Acta Theriol. 24:23-34.

Krause, H.H. 1981. Factorial experiments with nitrogen, phosphorus and potassium in spruce and fir stands of New Brunswick: 10-year results. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Rapport M-X-123. 27 pages.

Krause, H.H.; Weetman, G.F.; Koller, E.; Veilleux, J.-M. 1982. Programme interprovincial de fertilisation des forêts: résultats des remesurages de l'accroissement quinquennal. Environnement Canada, Service canadien des forêts. Rapport DPC-X-12. 53 pages.

Lechowicz, M. 1981. The effect of simulated acid precipitation on photosynthesis in caribou lichen (*Cladina stellaris* Opiz Brodo). Water, Air, Soil Pollut. 14:133-157.

Morrison, I.K. 1981. Effect of simulated acid precipitation on composition of percolate from reconstructed profiles of two northern Ontario forest soils. Service canadien des forêts. Res. Notes 1:6-8.

Norton, S.A. 1976. Changes in chemical processes in soil caused by acid precipitation. Pages 711-724 *in* L.S. Dochinger and T.S. Seliga, eds. Proc. First Int. Symp. Acid Precipitation and the Forest Ecosystem. USDA For. Serv. Tech. Report, NE-23, Columbus, Ohio.

Olson, R.J.; Johnson, D.W.; Shriner, D.S. 1982. Regional assessment of potential sentitivity of soils in the eastern United States to acid precipitation. Tech. Memo, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.

Reed, F.L.C. and Associates Ltd. 1978. Forest management in Canada. Vol. 1. Environnement Canada. Institut d'aménagement forestier. Rapport FMR-X-102. 155 pages.

Richter, D.D.; Johnson, D.W.; Todd, D.E. 1983. Atmospheric sulfur deposition, neutralization and ion leaching in two deciduous forest ecosystems. J. Environ. Qual. 12:263- 270.

Rowe, J.S. 1972. Les régions forestières du Canada. Environnement Canada. Service canadien des forêts. Publication n° 1300, 172 p. + 1 carte.

Stoszek, M.J.; Kessler, W.B.; Willmes, H. 1978. Trace mineral content of antelope tissues. *In* Proc. Eighth Antelope States Workshop, Jasper, Alta. 5 p.

Ulrich, B. 1980. Die Wälder in Mitteleuropa: Messergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. Allegemeine Forstzeitschrift 35:1198-1202.

Van Nostrand, R.S. 1979. Growth response of black spruce in Newfoundland to N, P and K fertilization. For. Chron. 55:189-193.

Échange

Question: Quel est le facteur de conversion en millimoles (mmole) de SO_4 $m^{-2}an^{-1}$ en kg SO_4 $ha^{-1}an^{-1}$?

Réponse: C'est un facteur d'environ un.

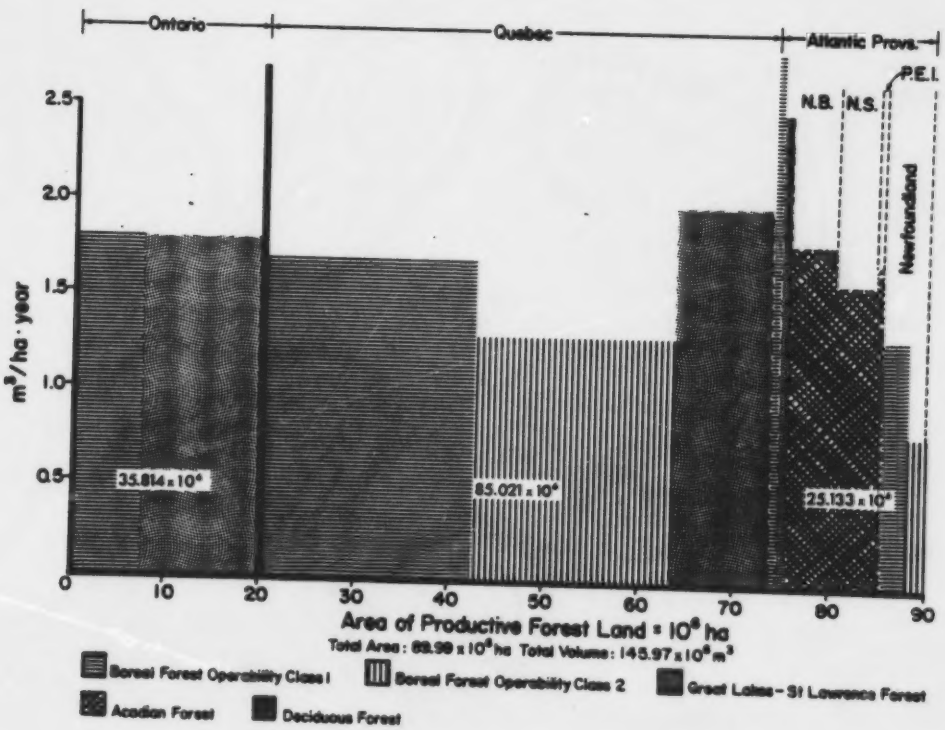
Question: Combien de millimoles d'hydrogène $m^{-2}an^{-1}$ constituent des dépôts élevés et très élevés?

Réponse: La plupart des spécialistes utilisent le SO_4^{2-} pour faire cette classification. Moins de 20 mmoles SO_4-$2m^{-2}an^{-1}$ équivalent à des dépôts légers, de 20 à 40 à des dépôts moyens et plus de 40 à des dépôts élevés. Des dépôts supérieurs à 40 mmoles SO_4-$2m^{-2}an^{-2}$

correspondent à peu près à des dépôts supérieurs à 80 mmoles $H^+ m^{-2}an^{-1}$. J'ai retenu 40 à 80 mmoles $H^+ m^{-2}an^{-1}$ pour les dépôts moyens à élevés et moins de 40 mmoles $H^+ m^{-2}an^{-1}$ pour les dépôts légers.

Question: Dans les sols des forêts boréales, il y a souvent des couches qui réduisent ou préviennent l'enracinement ou l'enracinement profond et par conséquent, influent sur l'absorption des cations logés dans les parties plus profondes des sols. Pourriez-vous expliquer le rapport avec l'acidification?

Réponse: Cela diminue l'apport en cations basiques dans le recyclage nutritif, d'où acidification accélérée de la couche en surface des sols. Ce phénomène, à mon avis, augmente la vulnérabilité des sols aux dépôts acides.



Perspective de l'industrie forestière concernant les dépôts acides

Ely Gonick
Vice-président principal
International Paper Company
New-York

Bonjour. Je vous remercie de me donner l'occasion de prendre la parole à cette Conférence sur les précipitations acides et les ressources forestières. Les notes préliminaires justifient la tenue de la conférence: il est opportun de voir où en est notre compréhension du phénomène sur le plan scientifique, de reconnaître l'importance du sujet et les prétentions contradictoires qui ont été présentées ainsi que de faire le point de nos connaissances de façon objective. L'industrie américaine des produits forestiers de même que l'industrie canadienne appuient très fortement ces objectifs. La santé économique de notre industrie dépend de l'abondance de la matière ligneuse et d'un faible coût de l'énergie. Si ces deux éléments sont menacés, c'est alors notre industrie qui est menacée. Nous comptons sur cette conférence pour nous fournir des données scientifiques solides qui nous aideront à savoir ce qu'il faudrait faire à propos de nos forêts.

Notre industrie représente une part importante de l'économie américaine. En 1982, année de récession, la production totale de papier et de carton a atteint 59,5 millions de tonnes, soit à peu près le même poids que celle des produits ouvrés en acier. La production de bois de charpente a été de 27 milliards de pieds-planches (65 millions de mètres cubes). La valeur totale des expéditions de ces produits forestiers, y compris leurs produits transformés, a atteint quelque 120 milliards de dollars.

Les activités primaires et la transformation ont généré 1 275 000 emplois. En 1981, l'achat 'énergie par l'industrie du papier et du carton comptait pour 10 p. 100 de toute l'énergie achetée par l'ensemble de l'industrie manufacturière. Il est évident qu'une industrie dont les intérêts ont cette ampleur a besoin de renseignements techniques solides avant de prendre des décisions. Pour illustrer l'importance de tels renseignements, prenons, par exemple, l'emplacement des papeteries. Ces dernières sont particulièrement capitalistiques et, une fois en place, elles sont prisonnières de leur milieu. Elles dépendent d'un approvisionnement en bois à long terme et constant, à un coût raisonnable, pour survivre économiquement. Si les précipitations acides causaient du tort à cet approvisionnement, les papeteries pourraient alors éprouver des difficultés et des emplois seraient perdus.

Il est évident que notre industrie peut et devrait être une source de renseignements sur les effets des dépôts acides sur la forêt, et cela afin d'assurer notre propre survie. Dans ce but, l'industrie, sous les auspices de l'*American Paper Institute* et de la *National Forest Products Association*, avec l'aide technique du *National Council for Air and Stream Improvement*, a établi la liste des cinquante plus grandes compagnies forestières des États- Unis afin de leur demander si elles croient que leurs forêts subissent l'influence des précipitations acides et quelle pourrait être cette influence. Ce programme est actuellement en cours. De plus, l'industrie appuie des travaux visant à mesurer les taux de dépôts acides ainsi qu'à définir la sensibilité à long terme des sols aux apports d'acide.

Notre industrie constate que la question des dépôts acides et de leurs dommages présumés à l'environnement soulève beaucoup de passion. C'est le cas particulièrement du public qui reçoit très peu d'information cohérente et nuancée. Malheureusement, la politique l'emporte aussi sur la science. Il y a aujourd'hui devant le Congrès américain des projets de loi qui préconisent la réduction des émissions de SO_2 de 10 ou 12 millions de tonnes par année, d'ici le début des années 1990, à un coût annuel évalué entre cinq et sept milliards de dollars. Stimulés en cela par des revendications croissantes quant aux dommages à l'environnement, des groupes de protection de l'environnement, les médias et un public mal informé pressent de plus en plus le Congrès d'adopter cette année un projet de loi en ce sens. Mentionnons par exemple un rapport que la *New England River Basins Commission* a

présenté en 1982 aux gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et aux premiers ministres des provinces de l'est du Canada, dans lequel elle estimait que les dépôts acides avaient causé des dommages à l'environnement évalués entre 250 et 500 millions de dollars par année, dans les états du nort-est des États-Unis. Entre 80 et 400 millions de dollars de ces dommages ont été attribués aux pertes subies par les industries du bois de charpente et du papier. Selon le rapport, ces chiffres sont en deçà de la réalité; les pertes pourraient être de l'ordre de 2,5 millions de dollars par année. Cependant, notre industrie n'est pas au courant de telles pertes. On continue néanmoins à soutenir des affirmations qu'aucun fait ne confirme.

De l'avis de nombreux scientifiques dont les travaux portent sur les dépôts acides, on peut sérieusement se demander si les précipitations acides ont des répercussions importantes sur les forêts et les eaux. Certains soutiennent que l'acidification est pour une grande part une conséquence naturelle de la croissance forestière et de la décomposition de la litière du sol, que l'élimination des dépôts acides ferait augmenter le pH des eaux de moins d'un dixième d'unité de pH, ce qui est négligeable, et que ces dépôts n'ont que peu d'effets sur les forêts. Ces scientifiques, dont bon nombre sont des géologues ou des chimistes du sol, apportent des données qui mettent en cause des processus naturels de la forêt qui produisent de 5 à 10 fois la quantité de dépôts acides provenant de l'atmosphère, dans des régions comme le sud de la Scandinavie, les Adirondacks, la Nouvelle-Angleterre ou le Canada. Ils font remarquer que l'humus du sol, qui est très acide, rend solubles les ions métalliques comme ceux du calcium et de l'aluminium et que cette action se produit dans des régions granitiques comme le nord- est des États-Unis, le Canada et la Scandinavie. Le climat humide frais de ces régions favorise l'accumulation de l'humus organique acide. Si ces scientifiques ont raison, et leurs données semblent convaincantes, alors les quantités excessives d'aluminium soluble jugées nuisibles pour les arbres et les poissons sont en grande partie le résultat de processus naturels et ne sont pas dues aux activités de l'homme.

Nous, de l'industrie des produits forestiers, avons besoin de savoir si c'est l'acidification naturelle ou les précipitations acides qui influencent la croissance des forêts. Il y a une foule de données qui montrent que le ruissellement de surface à travers l'humus peut être très faible en pH, n'atteignant parfois que 3,2 unités dans les zones de conifères, et que cette acidification ou ce ruissellement représente l'«influence normale des écosystèmes sur des substrats faiblement basiques». De plus, on a prouvé que des modifications à l'utilisation des terres qui conduisent à la régénération de la forêt, en particulier celles de conifères, contribuent à l'acidification des eaux, lesquelles ont déjà été beaucoup moins acides. On a laissé entendre que cette ré-acidification pourrait être une cause de la baisse des populations de poissons. Cela n'exclut pas que dans un petit nombre de situations très particulières, de petites étendues d'eau en altitude puissent subir l'acidification causée par l'homme et qu'un traitement spécial de ces eaux puisse être souhaitable pour en atténuer les effets.

Certains scientifiques attribuent le dépérissement de l'épinette rouge en Nouvelle- Angleterre aux précipitations acides et prétendent que l'augmentation des dépôts acides au cours des dernières décennies en est responsable; cependant des données sur le sujet indiquent des épisodes de dépérissement de l'épinette rouge au siècle dernier. Des travaux récents ont lié ce dépérissement à une grande sécheresse qui a sévèrement touché les arbres, particulièrement en altitude, où le sol est mince. Il semble que les scientifiques ne s'entendent pas encore sur ce dépérissement, mais on pouvait s'attendre à ces divergences puisque les données sont peu nombreuses et contradictoires. Encore une fois, il nous faut des données scientifiques solides qui permettent de résuire ces divergences, afin que les mesures prises par notre industrie aillent dans le bon sens.

L'industrie des produits de la forêt est préoccupée par la promulgation prématurée de la loi visant à réduire les émissions des précurseurs des précipitations acides. Elle croit qu'il n'est pas du tout certain que l'environnement en retirera quelque avantage majeur à cause des coûts énormes que cela représente en définitive pour le public. On a raison de déclarer que «les gens du gouvernement, de l'industrie et d'ailleurs, qui sont responsables de la santé des ressources forestières ou qui en

dépendent du point de vue socio-économique, sont en droit de se tourner du côté des spécialistes pour obtenir des renseignements clairs et fondés». L'industrie, s'inquiète de ce que le public ignore que les scientifiques sont divisés sur les effets réels des précipitations acides. Le public ne sait pas qu'on met fortement en doute l'affirmation selon laquelle les précipitations acides sont la cause première de l'acidification de l'environnement. La population est submergée d'assertions à l'effet que la réduction des émissions de SO_2, comme on le propose actuellement aux États-Unis, au Canada et en Europe, va corriger une situation source de dommages à l'environnement. Elle croit que l'acidification n'est apparue que récemment et qu'elle provient en grande partie des émissions acides plutôt qu'avant tout de processus naturels de longue date.

Nous avons l'obligation de communiquer les deux côtés de la controverse à tous et chacun, le public, les médias de même que les législateurs pour assurer la prise des bonnes décisions.

Permettez-moi de conclure avec une citation de l'éminent philosophe Bertrand Russel, tirée de son ouvrage «Sceptical Essays»:

(Traduction libre)

«Le scepticisme que je défends se limite à ceci:

1. Lorsque les experts sont d'accord, l'opinion contraire ne peut être tenue pour certaine;
2. Lorsqu'ils ne sont pas d'accord, aucune opinion ne peut être considérée comme certaine par un profane;
3. Lorsque tous ne disposent pas de motifs suffisants pour en arriver à une affirmation, l'homme de la rue ferait bien de réserver son jugement.»

ÉCHANGE

Question: Si l'industrie américaine du papier utilise 10 p. 100 de toute l'énergie achetée, quelle fraction de l'ensemble des émissions de SO_2 peut lui être attribuée?

Réponse: Le chiffre est, je crois, bien inférieur à 2 p. 100.

Question: En supposant que les dépôts acides contribuent à réduire la croissance de la forêt, disons de 2 à 5 p. 100 par année, votre société serait-elle plus touchée par cela ou par la mise en place de mesures de contrôle des émissions?

Réponse: Je suis incapable de calculer mentalement ce que seraient les conséquences économiques de l'une par rapport à l'autre parce que je ne sais pas quels seraient les coûts de ces mesures. Toutefois, si la question sous-entend «Êtes-vous contre des mesures?», la réponse est que la santé de notre compagnie dépend d'un approvisionnement constant en bois, et à faible coût. S'il est manacé, alors nous appuierons des mesures de contrôle des dépôts acides. Nous avons besoin de matière première. Nous ne savons pas pour le moment si les approvisionnements sont touchés et jusqu'à ce que nous sachions que ces mesures pourraient probablement être avantageuses pour nos approvisionnements, nous préférons nous abstenir.

Discours liminaire

Le phénomène et les causes probables du dépérissement des forêts en Europe centrale

Peter Schütt
Université de Munich
République Fédérale d'Allemagne

Résumé

Même s'il y a des dizaines d'années qu'on sait que la pollution atmosphérique provoque l'étiolement des forêts européennes à proximité des sources ponctuelles d'émissions polluantes, la mort de la forêt - que les pays germanophones appellent «Waldsterben» - est un phénomène récent qui prend rapidement de l'ampleur en Europe centrale depuis le début des années 1980.

Quelques spécialistes nord-américains des forêts connaissent le phénomène et plusieurs se sont rendus eu Europe centrale pour l'observer directement; d'autres ont lu les quelques comptes rendus en anglais publiés dans la littérature scientifique qui, jusqu'à aujourd'hui, se sont contentés de proposer des hypothèses et des explications de ce mal.

Dans ce discours liminaire, un tour d'horizon plus complet de la question est proposé aux Nord-Américains. L'auteur décrit et illustre les différents types de symptômes du dépérissement ainsi que son évolution depuis quelques années et il expose objectivement les principales hypothèses qui peuvent expliquer le phénomène, sans pour autant en privilégier une plus qu'une autre.

Le «Waldsterben» a frappé à différents moments le sapin argenté (*Abies alba*), mais sa propagation à l'épinette de Norvège (*Picea abies*) vers la fin des années 1970 a sonné l'alarme, vu que cette espèce constitue 40 % du couvert forestier en R.F.A.. Depuis lors, le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) a lui aussi été touché, de même que le hêtre (*Fagus sylvatica*). Dans chaque cas, ce sont les arbres plus âgés situés en altitude qui ont été les premières victimes de ce dépérissement, présentant des symptômes foliaires inhabituels avec chute ou nécrose des branches.

Parmi les hypothèses avancées, celle du syndrome de l'acidification des sols/de la toxicité de l'aluminium semble la mieux connue en Amérique du Nord; selon elle, les retombées acides ont accentué l'acidité des sols à tel point que les plus fortes concentrations d'aluminium dans le sol se sont mobilisées pour tuer les radicelles. Selon une deuxième hypothèse, les dépôs acides ont accéléré l'extraction du magnésium du feuillage et des sols, aboutissant aux symptômes visibles de chlorose qui résulte d'une carence en magnésium. Il faut également mentionner la théorie d'un excès d'azote provoqué lui aussi par les dépôts acides et donnant lieu à des déséquilibres nutritifs et à un affaiblissement des arbres. Une théorie quelque peu différente veut que les concentrations nocives d'ozone qui se produisent en altitude durant un été chaud et sec conjuguent leur action au stress causé par le déficit hydrique. L'hypothèse d'un stress général présente un attrait indéniable puisque selon elle, un certain nombre d'agressions conjugueraient leurs effets pour perturber le métabolisme des arbres et leur rendement photosynthétique. L'arbre succombe alors à une ou plusieurs agressions en raison de son affaiblissement général.

Ce phénomène d'étiolement présente d'autant plus d'intérêt qu'il affecte tout un éventail d'espèces d'arbres, de conditions climatiques et de conditions du sol. Nous sommes convaincus que la pollution atmosphérique est un membre important de l'équation.

Séance technique 1
Dépôts de polluants dans les écosystèmes forestiers

Les dépôts humides dans les forêts

P.W. Summers
Service de l'environnement atmosphérique
Environnement Canada, Toronto

Résumé

Dans ce document, les dépôts humides sont étudiés dans le contexte de la distribution globale de la chimie des précipitations et des phénomènes atmosphériques. Des rapports y sont établis entre les dépôts humides et les espèces chimiques dominantes de sources naturelles et d'origine humaine. On y aborde les techniques d'échantillonnage, les réseaux d'observation ainsi que des questions importantes comme l'emplacement des appareils d'échantillonnage, la résolution dans le temps, la continuité des dossiers et les sources d'erreur.

Le présent document porte principalement sur les régions à dépôts humides élevés d'origine humaine situées dans l'est de l'Amérique du Nord et en Europe. Il traite également des variations spatiales et temporelles touchant les dépôts des principaux ions (H^+, $SO_4^{=}$, NO_3^-, NH_4^+, Ca_2^+, Mg_2^+) et des métaux lourds (Pb, Cd, Cu, V, etc.). Il y est question du rapport entre la configuration des dépôts, les facteurs météorologiques et climatiques et la distribution des forêts en Amérique du Nord et en Europe, sous l'angle des événements (courts épisodes de retombées très acides), des variations saisonnières (et plus particulièrement du manteau nival) et des tendances à long terme.

Le document traite aussi de l'importance d'une nouvelle forme de dépôts humides, attribuables au brouillard et aux nuages bas, surtout dans le cas des forêts en altitude.

Introduction

Le dépôt des espèces chimiques sur la surface terrestre est le produit final d'une chaîne longue et complexe de processus physiques et chimiques se déroulant dans l'atmosphère. Cette chaîne qui a été étudiée à fond par les groupes de travail dans le cadre du mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière (États-Unis-Canada (MOE 1982a, MOI 1982b)) a également fait l'objet d'un résumé rédigé par Summers (1982). Les divers processus du cycle émission-dépôt atmosphérique sont présentés sous forme de schéma à la figure 1. Young (1982) a résumé les modèles de transport à longue distance employés pour représenter ce cycle de façon numérique. Les modèles devraient aussi servir à établir des rapports quantitatifs entre les émissions et les dépôts. Les caractères atmosphériques jouent évidemment un rôle important dans la chaîne encore plus complexe des phénomènes physiques et biologiques qui se produisent dans le système terre-eau. C'est cette partie de la chaîne, d'ailleurs, qui a des incidences sur l'écosystème forestier, d'où le rapport avec le thème de la conférence.

Les dépôts atmosphériques peuvent prendre deux formes distinctes - humide ou sèche -, quoique dans le cas des forêts, il y ait des interactions importantes entre les deux. La section suivante traite en détail des dépôts secs, mais il demeure utile de souligner les ressemblances et les différences entre les deux processus ainsi que leur contribution relative aux dépôts totaux.

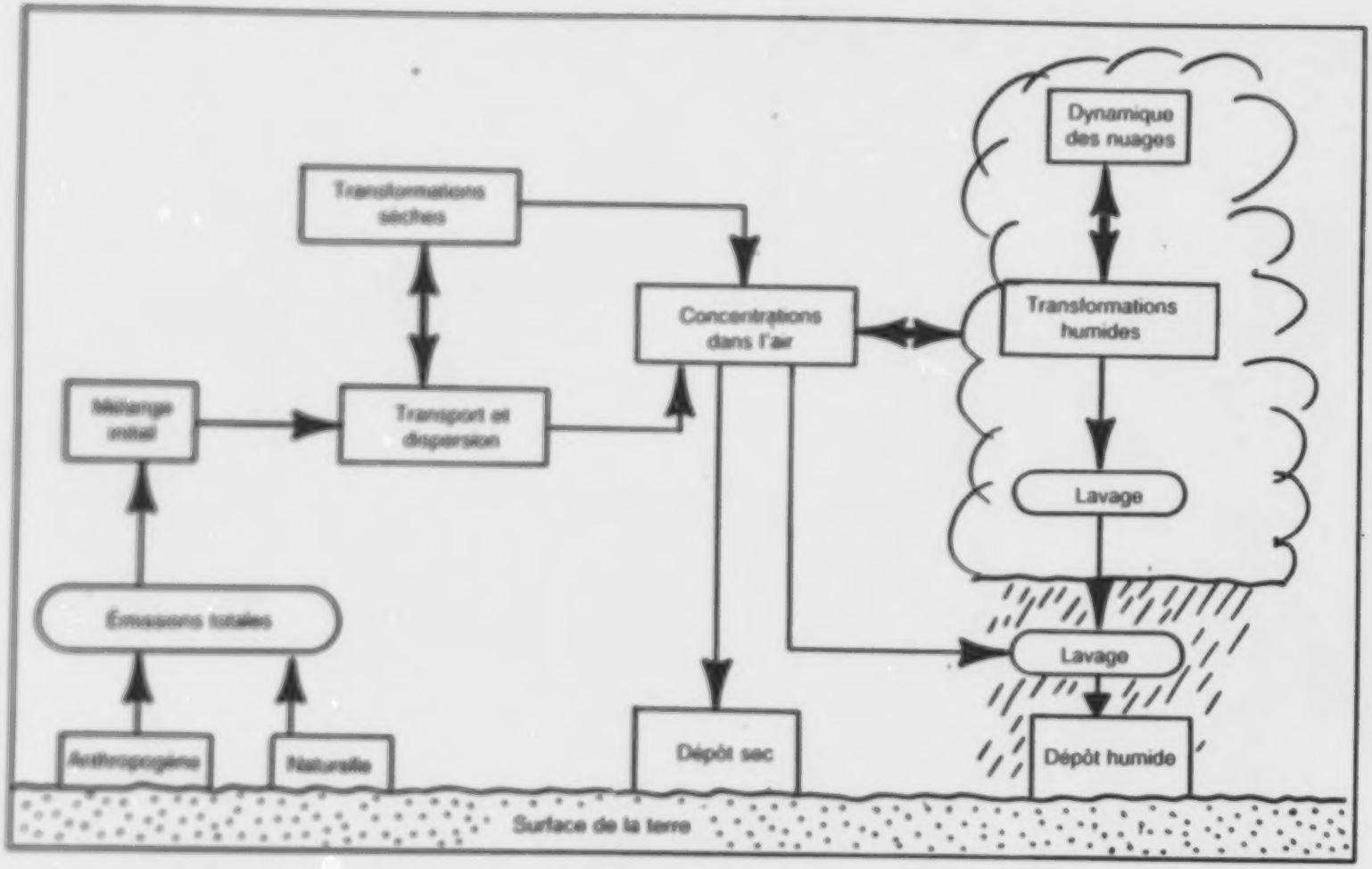


Figure 1. Les principales composantes du cycle émission-dépôt atmosphérique.

Processus de dépôt

Garland (1978) et Hales (1978) ont analysé en détail les mécanismes de dépôts secs et humides. Un autre rapport du MOI (MOI 1982c) porte sur les importants processus atmosphériques d'élimination des espèces clés, comme le soufre et l'azote.

Dépôts secs

Les dépôts secs se produisent lorsqu'il n'y a pas de précipitations. Il s'agit de l'accumulation sur la surface terrestre des espèces chimiques au moyen d'un ou de plusieurs des mécanismes suivants:

— dépôt ou sédimentation de particules
— interception des particules sur les éléments de surface rugueux par diffusion brownienne ou impaction,
— réactions biologiques ou chimiques de surface qui entraînent une absorption nette de gaz par les surfaces sous-jacentes.

Même s'il n'existe pas encore de méthode de surveillance directe et régulière de ces mécanismes, on peut estimer le taux de dépôt sec (Dd) en multipliant la vitesse de dépôt sec (vd) par les concentrations ambiantes relevées (Ca) au-dessus de la surface.

$$Dd = Ca \times vd \qquad (1)$$

On peut déterminer la valeur de vd expérimentalement sur diverses surfaces dans différentes conditions météorologiques.

Pendant les précipitations, il continue d'y avoir des dépôts secs, mais ceux-ci sont généralement noyés dans les dépôts humides beaucoup plus importants.

Dépôts humides

Les dépôts humides ont lieu pendant les périodes de précipitations qui transportent les espèces chimiques absorbées à la surface terrestre. Les espèces chimiques sont incorporées aux hydrométéores en chute sous l'effet d'un ou plusieurs des mécanismes suivants:

— nucléation de gouttelettes nuageuses par les particules,
— absorption des gaz par les gouttelettes nuageuses/les cristaux ou les précipitations en chute
— réunion de divers processus (diffusion, collision, etc.) d'incorporation des gaz ou des particules aux gouttelettes nuageuses/cristaux ou aux précipitations en chute.

L'ensemble de ces processus constitue le lavage dont l'efficacité détermine les concentrations des espèces chimiques dans les précipitations. Le taux de dépôt humide (Dw) est alors le produit de la concentration (Cp) multiplié par le taux de précipitation (P), ce paramètre étant analogue à la vitesse de dépôt sec décrite précédemment:

$$Dw = Cp \times P \qquad (2)$$

L'installation de collecteurs appropriés permet de surveiller régulièrement la concentration(Cp); c'est d'ailleurs ce que font actuellement un nombre croissant de réseaux d'étude de la chimie des précipitations. On peut obtenir la valeur de P à ces endroits ainsi qu'à l'emplacement des pluviomètres plus nombreux du réseau des pluviomètres météorologiques standards.

Une autre formule courante de calcul des dépôts humides établit un report de lavage (W) qui équivaut à la concentration de l'espèce chimique dissoute par unité de masse d'eau condensée ou de

glace (Cp), divisée par la concentration de la même espèce (ou de son précurseur) par unité de masse d'air (Ca).

$$W = \frac{CP}{\overline{Ca}} \quad (3)$$

Ainsi, l'équation 2 devient

$$Dw = Ca \times WP \quad (4)$$

et WP devient le terme correspondant à la vitesse de dépôt sec.

La teneur en eau liquide (LWC) des nuages varie de 0,1 à 3,0 g m^{-3}. Une valeur typique de LWC dans un système nuageux à précipitations moyennes est 1,0 g d'eau (ou de glace) par m^3 d'air (qui pèse environ 1 kg près du niveau du sol). Donc, si une espèce chimique est presque complètement lessivée par les gouttelettes nuageuses, il y a amplification de la concentration de l'espèce dans l'eau par un facteur de 10^3 comparativement à la concentration initiale dans l'air. Dans ce cas, le rapport de lessivage est de 1 000. Aux endroits en Europe et en Amérique du Nord où les précipitations et la chimie de l'air ont fait l'objet d'une surveillance simultanée au sol, on obtient des valeurs pour W entre 10 et quelques milliers. Étant donné qu'il y a une corrélation marquée entre le taux de précipitations (P) et la teneur en eau liquide du nuage (LWC), LWC est représenté implicitement dans la formule paramétrée de dépôt humide des équations 2 ou 4.

Importance relative des dépôts humides et secs

Seuls des dépôts humides font actuellement l'objet d'une surveillance régulière sur de grandes étendues. Les dépôts secs de soufre sont estimés à partir d'un petit nombre de stations de recherche et d'autres stations qui contrôlent régulièrement les concentrations ambiantes de SO_2 et de SO_4^{2-}. Il est par conséquent impossible d'obtenir où que ce soit des mesures exactes pour établir le rapport dépôts humides/secs, mais il demeure possible de faire des calculs approximatifs qui donnent au moins une idée de l'ordre de grandeur relative. Trois exemples sont donnés ci-après — deux fondés sur la méthode du bilan brut et un sur l'observation par points.

Le bilan brut

Au cours des années 1970, on a mis au point plusieurs bilans globaux du soufre et on a déterminé à partir des estimations des dépôts secs ou humides (Cullis et Hirschler 1980) que le rapport sec/humide est d'environ un. L'estimation la plus précise indique qu'à l'échelle du globe, les dépôts humides représentent 58 p. 100 et les dépôts secs 42 p. 100 des dépôts totaux de soufre.

Un bilan régional pour l'est de l'Amérique du Nord (Galloway et Whelpdale 1980) établit le rapport des dépôts humides/secs de soufre à 2,5 pour l'est du Canada et à 0,85 pour l'est des États-Unis.

Stations uniques

En 1979, un petit réseau de stations (RCSAP) a été mis sur pied dans l'est du Canada pour surveiller les précipitations en fonction des épisodes et pour obtenir des mesures par filtre prises pendant vingt-quatre heures du SO_2 et du SO_4^{2-} ambiant. À l'aide de l'estimation la plus précise de la vitesse de dépôt, et en tenant compte de la surface sous-jacente et de la saison, on a calculé approximativement les flux mensuels de dépôts secs de chaque station (Barrie et coll. 1984). Les données de la première année (1979) révèlent qu'à Long Point, sur la rive nord du lac Erie, près d'importantes sources d'émissions, les flux de dépôts secs et humides sont à peu près égaux. Les dépôts

humides ont tendance à être plus élevés que les dépôts secs en été et vice-versa en hiver. À Kenora, dans le nord-ouest de l'Ontario, très loin des principales sources d'émissions, les dépôts humides (quoique beaucoup moins élevés qu'à Long Point) ont dépassé le taux de dépôt sec d'un ordre de grandeur pendant certains mois, mais les deux taux étaient à peu près équivalents pendant les mois d'hiver.

Certaines configurations générales des flux de dépôts secs et humides commencent à émerger, mais il ne faut pas oublier que la surface sous-jacente (qui exerce des effets marqués sur vd), la quantité de précipitations (qui subit les effets de la topographie) et la distance des sources d'émissions sont des facteurs qui varient d'un récepteur à l'autre. C'est pourquoi il importe, lors de l'étude détaillée d'une région forestière, de prendre des mesures locales.

Réseaux de surveillance des dépôts humides

On trouve en annexe du MOI (1982b), une liste de 38 réseaux, à savoir 2 mondiaux, 3 européens, 20 canadiens et 13 américains. Il y a toutefois de grandes différences entre ces réseaux quant au nombre de stations (2 à 150), à l'étendue géographique, à la densité du réseau de stations, à l'instrumentation, à la période de fonctionnement, à la continuité des protocoles d'échantillonnage et à l'ampleur de l'application des programmes de contrôle de la qualité. En raison de toutes ces différences, il est difficile de comparer les données d'un réseau à l'autre, mais il ressort cependant que les principales mesures liées à l'acidité (SO_4^{2-}, NO^{3-} et H^+) sont les plus fiables. Dans le MOI, on trouve une description complète des techniques de surveillance employées, ainsi qu'un examen des bases de données sur les espèces inorganiques, les métaux lourds et quelques matières organiques.

Afin de résoudre les problèmes précités, des efforts considérables ont été faits à l'échelle nationale et internationale, pour améliorer la coordination entre les réseaux grâce à l'uniformisation de l'instrumentation et des critères de sélection de l'emplacement des stations. Plus précisément, des programmes sévères de contrôle de la qualité et des comparaisons entre réseaux ont été mis en oeuvre, de sorte que les utilisateurs puissent dorénavant se fier davantage aux données produites par les réseaux.

La section suivante présente les principales conclusions tirées de la surveillance des dépôts humides en Amérique du Nord, en Europe et à l'échelle mondiale qui donnent un aperçu des variabilités spatiales et temporelles.

Observations des dépôts humides

Variations spatiales

À l'échelle du globe, d'après le réseau de surveillance de l'Organisation météorologique mondiale (RCEPA), le pH des précipitations a une configuration très particulière. Tous les ans, la configuration générale, à quelques différences près, se répète (Georgii 1982). Elle est caractérisée par de vastes régions au pH annuel moyen bas (<5) dans l'est de l'Amérique du Nord et l'ouest de l'Europe et des régions au pH annuel moyen élevé (>6) dans les zones intérieures sèches de l'Amérique du Nord et de l'Asie. Les réseaux régionaux et continentaux plus denses donnent plus de détails sur ces configurations. Ils indiquent qu'en Amérique du Nord et en Europe, les secteurs à précipitations au pH le plus bas sont situés au-delà et sous le vent des principales régions responsables des émissions acidifiantes de SO_2 et NO_x. Les configurations des dépôts humides de SO_2^{2-} et de NO_3^- en Amérique du Nord sont illustrées aux figures 3 et 4. On constate une forte corrélation spatiale avec les dépôts de H^+ représentés à la figure 2. L'autre espèce chimique importante dans le cas des écosystèmes forestiers est le NH_4^+, qui a (voir la figure 5) une configuration très différente, puisque le maximum allongé d'est en ouest s'étend des États des hautes plaines en passant par les Grands Lacs jusqu'au

Saint-Laurent. Cette configuration de dépôt semble découler des sources agricoles de NH_3 comme les parcs d'engraissement et les engrais. Ces cartes, initialement préparées pour le MOI (MOI, 1982b), ont été modifiées suite à un contrôle sévère de la qualité des données (Barrie et Hales 1984) afin de donner celles des figures 2 à 5.

Les dépôts de métaux lourds dans les précipitations n'ont pas fait l'objet de contrôles sévères, même s'il en a été question dans les rapport du MOI (1982b). Le tableau 1 résume les données disponibles. Barrie et Vet (1984) donnent certains renseignements sur les dépôts des métaux-trace dans le manteau nival de 1980-1981 dans l'est du bouclier canadien.

Tableau 1. STaux observés de dépôts humides des métaux-trace (unités: mg m^{-2} an^{-1})

Métal	Urban Industriel	Rural	Isolé
Cd		0,1 - 15	5×10^{-4} - 1×10^{-3}
Cr	11	3,6	
Cu	50	2 - 5	2×10^{-2} - 2×10^{-1}
Fe	30	54	0,2
Pb	~100	2 - 25	$\sim5\times10^{-2}$
Mn	~10	2 - 25	3×10^{-2} - 9×10^{-2}
Hg		0,3	4×10^{-2}
Ni	10 - 80	1 - 10	
V	~50		
Zn	20 - 300	4 - 50	10^{-1}

Variations temporelles

Moyenne annuelle. Dans la section précédente, il était question des dépôts annuels, sans doute la donnée la plus importante pour évaluer à long terme les effets sur les sols et les écosystèmes forestiers. Les figures 2 à 5 donnent les dépôts pour l'anneé 1980 seulement. Au cours des dernières années, ces configurations ont peu varié, même s'il y a eu de légères fluctuations. La façon dont ces configurations ont changé à long terme (10 à 30 dernières années) soulève bien des controverses qui ne seront pas exposées dans le présent document. Hidy et coll. (1984) ont fait un examen détaillé de ces tendances.

Des échelles du temps plus courtes qu'un an sont importants. Les variations saisonnières et surtout l'accumulation dans le manteau nival et le ruissellement rapide pendant la fonte printanière ont d'importantes conséquences écologiques. On a déterminé que le feuillage peut être endommagé pendant des événements précis de précipitations au pH suffisamment bas. Les dépôts se produisant pendant une brève période font l'objet de la section suivante.

Figure 2. La variation spatiale du pH moyen pondéré par rapport à la quantité de précipitations pour l'Amérique du Nord en 1980 calculée d'après les données de plusieurs réseaux de surveillance. Les isoplèthes sont représentées par des tirets lorsque la position est incertaine et omises dans les régions où les données sont insuffisantes. (Source: Barrie et Hales 1984).

Figure 3. La variation spatiale des dépôts moyens pondérés de l'ion sulfate par rapport à la quantité de précipitations (mmole m^{-2}) en Amérique du Nord pour 1980. (Source: Barrie et Hales 1984).

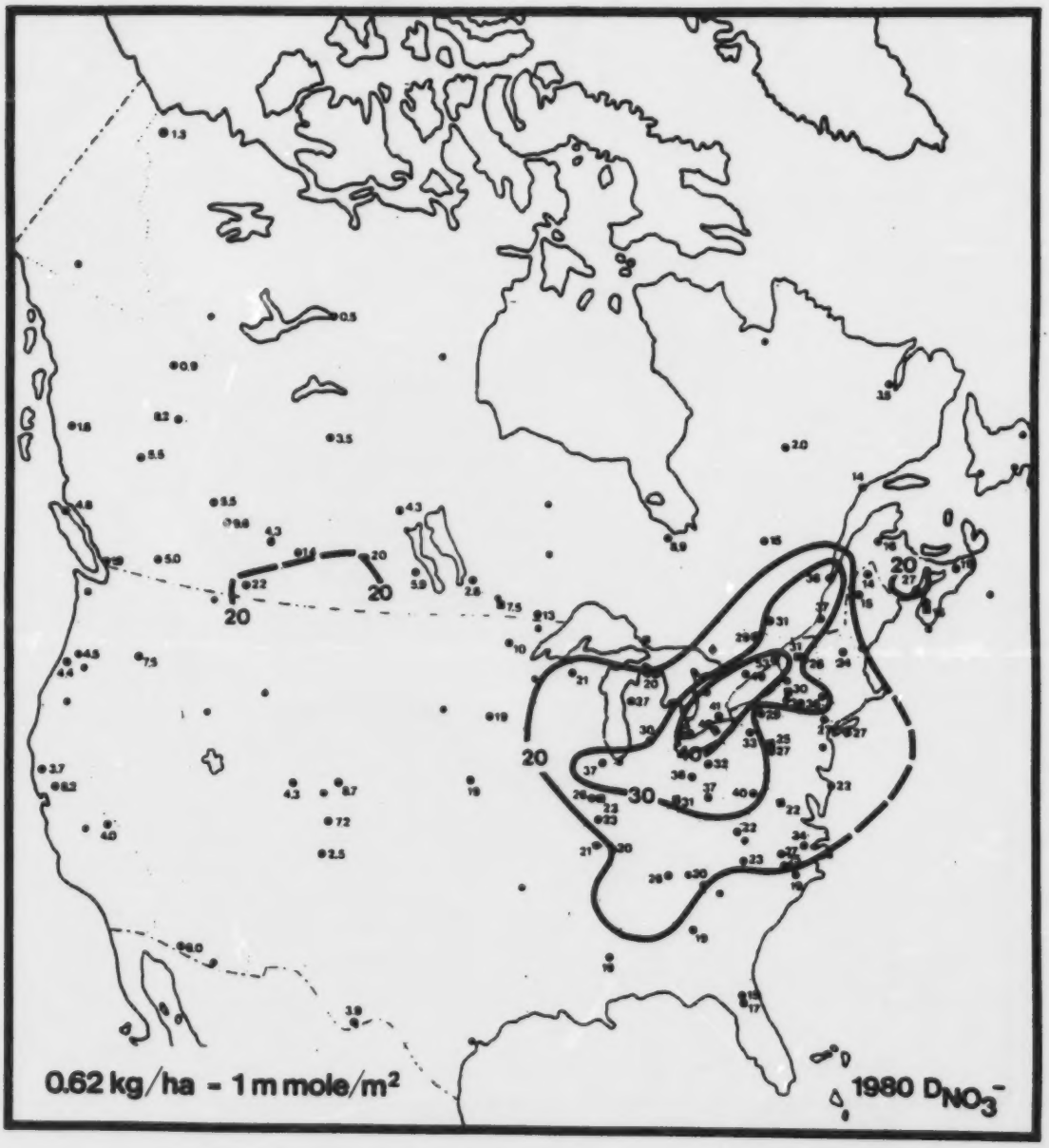


Figure 4. La variation spatiale des dépôts moyens pondérés d'ion nitrate par rapport à la quantité de précipitations (mmole m^{-2}) en Amérique du Nord pour 1980. (Source: Barrie et Hales 1984).

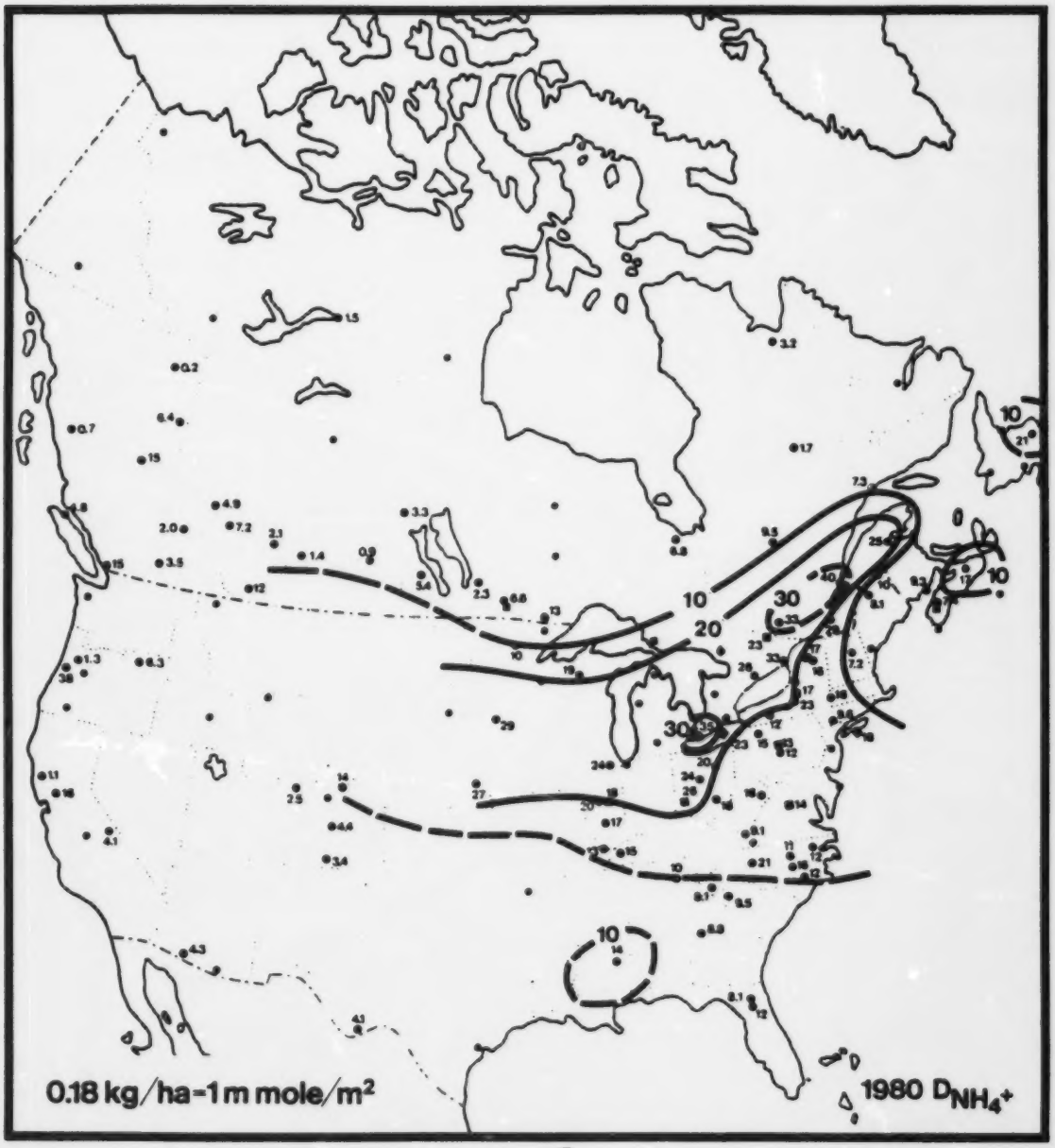


Figure 5. La variation spatiale des dépôts moyens pondérés d'ion ammonium (mmole m^{-2}) par rapport à la quantité de précipitations en Amérique du Nord en 1980. (Source: Barrie et Hales 1984)

Variations saisonnières. Des relevés sont pris aux stations du réseau canadien d'échantillonnage des précipitations depuis quelques années, mais cela suffit à peine au calcul des moyennes mensuelles. Cependant en groupant des stations adjacentes de régions semblables quant au climat, à la topographie et aux pratiques agricoles, on obtient des moyennes plus constantes (Barrie et Sirois 1982). Le cycle annuel de dépôt des grandes espèces chimiques dans certaines régions boisées pendant une période de 6 ans est exprimé en unités de kg par hectare par mois (voir figures 6 à 8). On voit à la figure 6 le cycle annuel des huit principaux ions dans le sud du bouclier canadien, c'est-à-dire du lac Huron au sud- ouest du Québec. Dans cette région, le pH des précipitations annuelles moyennes est très bas, soit entre 4,2 et 4,4. Le cycle annuel est toutefois très marqué puisque les dépôts de H^+ de juin à septembre sont deux fois plus élevés que ceux de décembre à février. Cette acidité est surtout attribuable au SO_4^{2-} et au NO_3^{3-} aux configurations annuelles divergentes. Les dépôts de NO_3^{3-} sont plus élevés à la fin de l'hiver et au printemps (maximum en avril) et plus bas à la fin de l'été. Les dépôts de SO_4^{2-} ont un cycle annuel à très grandes amplitudes comportant un maximum pendant les mois d'été et un minimum prononcé au milieu de l'hiver. En d'autres termes, les pluies d'été sont surtout acidifiées par le SO_4^{2-}, mais le manteau nival, et par conséquent, le ruissellement du printemps ont une teneur plus élevée en NO_3^{-3}.

Le cycle annuel de la chimie des précipitations du Nouveau-Brunswick, une autre région forestière importante, est illustré à la figure 7. Dans ce cas-ci, l'amplitude annuelle des dépôts de H^+ est plus grande dans le bouclier canadien puisque les dépôts de H^+ ont un cycle semblable à celui du SO_4^{2-}. L'apport en NO_3^{-3} est moindre et n'est pas fortement lié aux saisons. Les effets du sel marin (NaCl) sont très prononcés pendant les mois d'hiver, mais sont presque inexistants en été.

Dans les forêts de la côte du Pacifique, les dépôts de H^+ dans les précipitations sont beaucoup plus bas que dans l'est et atteignent un maximum en hiver (figure 8) lié aux pluies plus abondantes. Les dépôts de SO_4^{2-} et de NO_3^- sont tous deux caractérisés par un minimum estival, mais aucun n'est marqué par un écart saisonnier très prononcé. De nouveau, l'influence de l'océan se fait sentir par un apport en sel marin (NaCl).

Ces trois exemples permettent d'illustrer les disparités régionales frappantes et le cycle annuel systématique des principales espèces chimiques qui se déposent par le biais des retombées humides dans les forêts du Canada.

Épisodes distincts. Dans les sections précédentes, il a été question des données provenant des stations du réseau canadien d'échantillonnage des précipitations qui, chaque mois, recueillent des échantillons menant à équilibré des variations enregistrées sur une échelle de temps plus courte. canadien de surveillance de l'air et des précipitations qui regroupe quelques stations installées dans des milieux ruraux choisis avec soin, a été mis sur pied en 1977 pour recueillir quotidiennement des échantillons de pluie. Les observations effectuées dans le sud de l'Ontario révèlent que le H^+ des événements de précipitations se déroulant pendant vingt-quatre heures consécutives varie d'un ordre de grandeur (Whelpdale et Barrie 1982) et que pendant une période donnée, environ 20 p. 100 du total des événements quotidiens de pluie représente 50 p. 100 des dépôts totaux de la même période. On peut citer comme exemple d'un épisode de dépôts humides exceptionnellement intense celui de Dorset en Ontario qui s'est produit du 28 août au 4 septembre 1981 (Kurtz et coll. 1982) (voir le tableau 2). Pendant cette période, la moyenne quotidienne du pH a varié entre 3,37 et 4,29 et a probablement été même inférieure pendant de courts moments. Pendant ces huit jours, 12 p. 100 du total annuel de pluie de 1981 est tombé, pourtant cette pluie contenait 28 p. 100 du total des dépôts humides de sulfate de l'année.

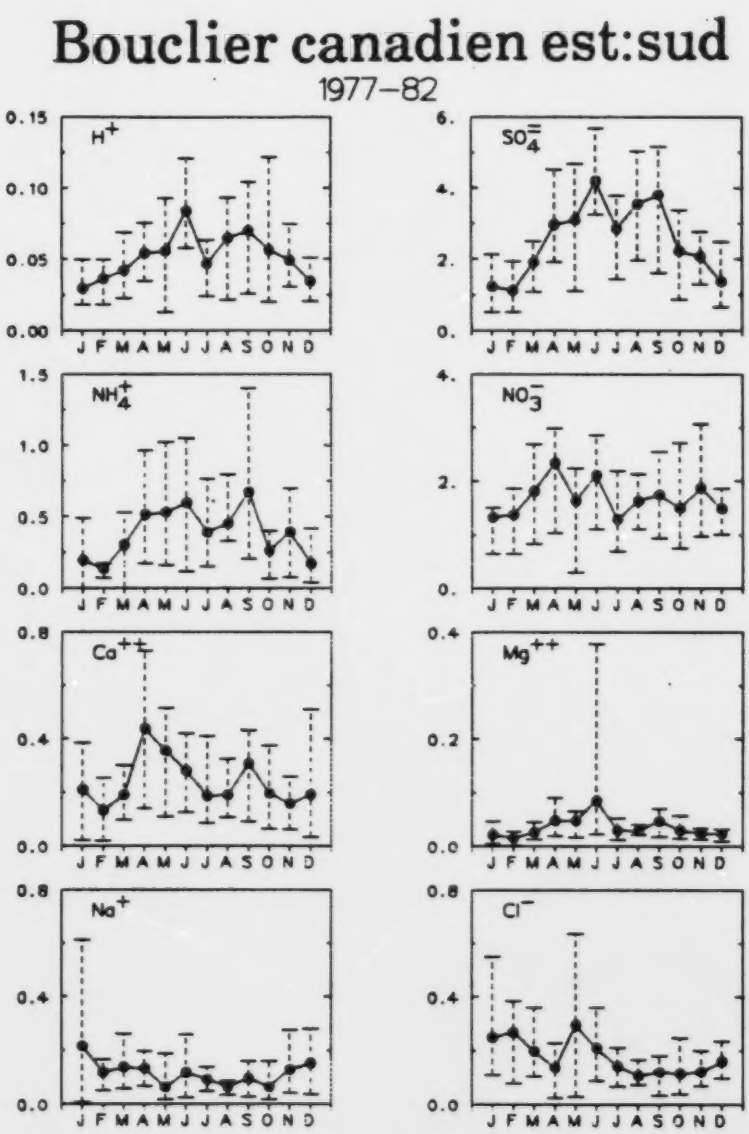


Figure 6. Le cycle annuel des dépôts (kg ha^{-1} mo^{-1}) des huit principaux ions dans les précipitations tombant sur le centre de l'Ontario et le sud-ouest du Québec. Le point indique la moyenne et les barres verticales discontinues la plage totale pour une période de six ans (1977 à 1982).

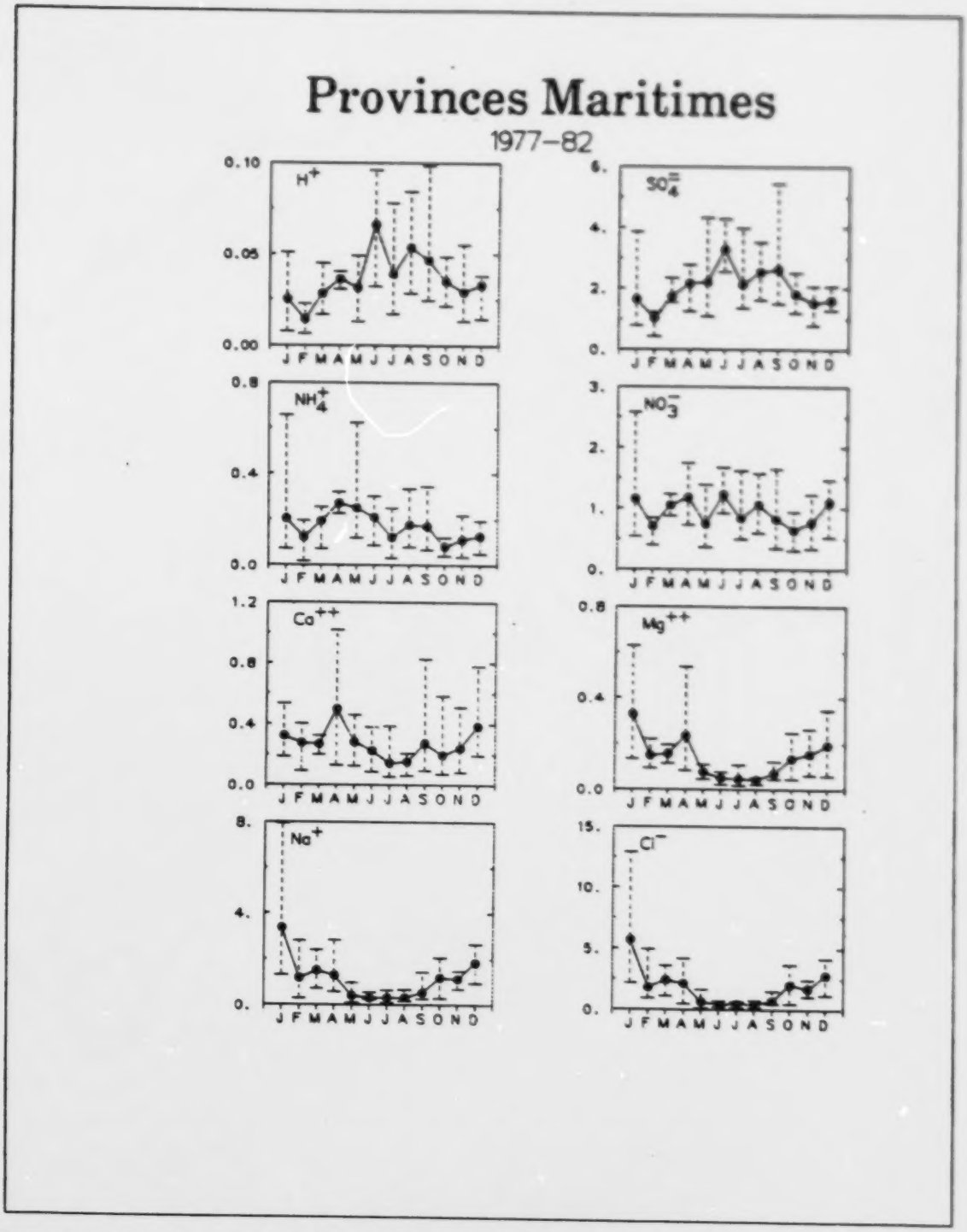


Figure 7. Le cycle annuel des dépôts (kg ha^{-1} mo^{-1}) des huit principaux ions dans les précipitations tombant sur les Maritimes. Le point indique la moyenne et les barres verticales discontinues la plage totale pour une période de six ans (1977 à 1982).

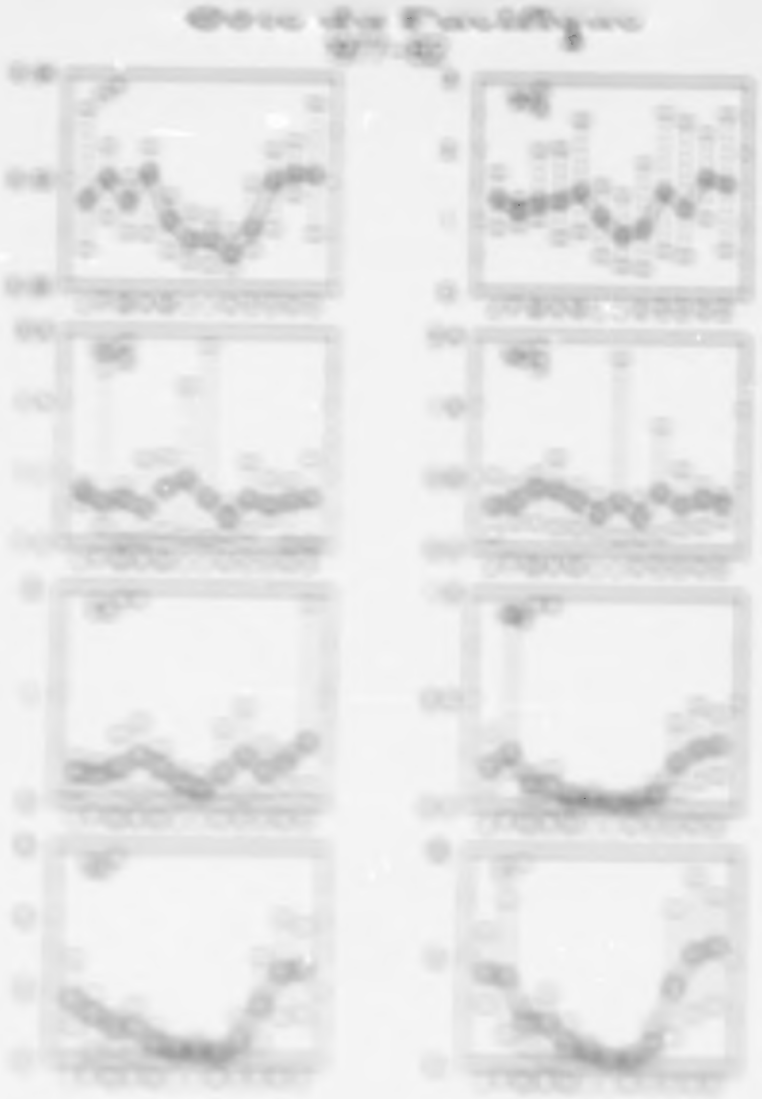


Figure 6

Quadro 8. [illegible]

[illegible]		[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]

[illegible]

[illegible]

Observations de l'acidité du brouillard et des nuages

Les quelques observations de l'acidité du brouillard et des nuages dont on dispose ont été surveillances. L'examen récent des mesures de la chimie des précipitations et des nuages atmosphériques prises au cours des vingt dernières années (Summers 1983) montre que les pH les plus bas sont généralement près du plafond nuageux dans l'atmosphère libre. Ces pH bas sont conformes aux mesures prises depuis 1977 sur le mont Whiteface dans l'État de New York où les pH des nuages sans précipitations varient entre 3,0 et 4,5 (Falconer, R.E. 1980) (Falconer, P.D. 1980) et sont parfois inférieurs à 3,0. Sur une base annuelle, le rapport molaire $SO_4^=$ et NO_3^-/acidité se rapproche de un. Pendant les mois d'été le $SO_4^=$ dépasse fréquemment le NO_3^-, tandis que la situation est inversée en hiver.

Dans le bassin de Los Angeles, on a également fait l'échantillonnage de la chimie des brouillards (Hoffmann et coll. 1983). La plage de l'acidité est encore plus étendue qu'au mont Whiteface puisque l'examen de seulement six événements a révélé un pH minimal de 2,20. À Los Angeles, cependant, l'acidité est surtout attribuable au NO_3^-.

En résumé, on admet [illegible] que les brouillards des montagnes ou les nuages bas contribuent grandement au bilan d'eau des forêts en haute altitude et qu'ils transportent des dépôts acides [illegible] sous forme de $SO_4^=$ et de NO_3^-.

Comparaison des dépôts humides sur la couverture forestière en Europe et dans l'est de l'Amérique du nord

[illegible]

Conclusion

[illegible]

[illegible]

Tableau 5. Comparaison des dépôts humides sur la couverture forestière en Europe, en Scandinavie et dans l'est de l'Amérique du Nord

Région forestière	pH	Valeurs annuelles — Plage des concentrations observées: Sulfate (mg L^{-1})	Nitrate (mg L^{-1})
Centre de l'Ontario Sud du Québec Nouveau-Brunswick	4,2 - 4,4	2 - 4	1,25 - 2,3
Nouvelle-Angleterre	4,2 - 4,4	2 - 4	1,25 - 2,5
République fédérale d'Allemagne	4,1 - 4,3	6	3
Sud de la Suède	4,3 - 4,5	2 - 4	1 - 3

Cependant, en raison de la grande variabilité des quantités de précipitations, surtout dans les collines et les régions montagneuses où sont situées la plupart des forêts étendues, les charges des dépôts humides sont plus irrégulières et les quantités sont davantage liées au lieu.

Un deuxième facteur, moins connu, a des incidences sur la variabilité des dépôts sur la couverture forestière, à savoir les effets des brouillards et des nuages bas sur les forêts en altitude. Dans certaines régions, ces dépôts peuvent être considérables et même dépasser ceux provenant des précipitations. Ces dépôts sont également liés particulièrement à un lieu donné.

Il ressort donc qu'il est essentiel d'obtenir plus de renseignements sur les dépôts humides tombant sur les forêts et provenant autant de la pluie que des nuages. Entre-temps, il faut exercer une certaine prudence quand il s'agit de faire l'interpolation entre les postes existants de surveillance traditionnellement situés à basse altitude et les régions forestières en haute altitude.

Remerciements

L'auteur désire remercier Allan Sirois, SEA, qui a produit les chiffres sur les variations saisonnières des dépôts à partir de la base de données du RCEP.

Ouvrages de référence

Barrie, L.A., Sirois, A. 1986. Analyse et évaluation des mesures de la chimie des précipitations faites par le RCEP (Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations) 1977-1984. Rapport [illegible]. Service de l'environnement atmosphérique. Toronto (Canada). [illegible] p.

Barrie, L.A., Vet, R.J. 1984. The Concentrations and deposition of acidity, major ions and trace metals in the snowpack of the Eastern Canadian Shield during the Winter of 1980-1981. Atmos. Environ. 18:1459-1469.

Barrie, L.A.; Anlauf, K.G.; Wiebe, H.A.; Fellin, P. 1984. Acidic pollutants in air and precipitation at selected rural locations in Canada. Pages 15-35 in B.B. Hicks, ed. Atmospheric Deposition, Ann Arbor Science Book, Butterworth Publishers, Boston, Mass.

[illegible] deposition in North America during 1980. Tellus 36 (In press).

Cullis, C.F.; Hirschler, M.M. 1980. Atmospheric sulfur: Natural and man-made sources. Atmos. Environ. 14:1263-1278.

Falconer, R.E.; Falconer, P.D. 1980. Determination of cloud water acidity at a mountain observatory in the Adirondack Mountains of New York State. JGR 85:7465-7470.

Galloway, J.N.; Whitehead, D.M. 1980. An atmospheric sulfur budget for eastern North America. Atmos. Environ. 14:409-418.

Garland, J.A. 1978. Dry and wet removal of sulfur from the atmosphere. Atmos. Environ. 12:349-362.

Georgii, H.W. 1982. Global distribution of acidity in precipitation. Pages 55-66 in H. W. Georgii and J. Pankrath, eds. Deposition of Atmospheric Pollutants. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland.

Hales, J.M. 1978. Wet removal of sulfur compounds from the atmosphere. Atmos. Environ. 12:389-400.

Kelly, G.W.; Hanson, D.A.; Henry, R.C.; Gatenon, K.; Collins, J. 1984. Trends in historical acid precursor emissions and their airborne and precipitation products. JAPCA 34:335-354.

Kaffmann, W.B.; Waldman, J.M.; Munger, J.W.; Jacob, D.J.; Flagan, R.C.; Morgan, J.J. 1982. Chemical composition of acid fog. Science 218:677-680.

Kurtz, J.; Tang, A.J.S.; Kirk, R.W.; Chan, W.H. 1982. Analysis of an acidic deposition episode at Dorset, Ontario. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Rep., 19 p.

[illegible] États-Unis - Canada. Memorandum declaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontières. Groupe de travail 2 sur les sciences et analyses atmosphériques. Rapport final.

[illegible] États-Unis - Canada. Memorandum declaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontières. Sous-groupe d'examen des sciences atmosphériques, Groupe de travail 2, Rap. n° 10.

[illegible] États-Unis - Canada. Memorandum declaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontières. Sous-groupe d'examen des sciences atmosphériques, Groupe de travail 2, Rap. n° 10-A.

[illegible] 1979. Experimental data from analysis of sequential precipitation samples at Brookhaven National Laboratory. BNL Report 50859, Upton, N.Y. 80 p.

[illegible] 1976. Vegetation, soil and climate on the Green Mountains of Vermont. Ecol. Mon. 46:201-232.

Summers, P.W. 1983. Review of airborne precipitation chemistry measurements and the implications for global chemical climatology. Proc. WMO Tech. Conf. on Observation and Measurement of Atmospheric Contaminants, Vienna, Oct. 1983. In press.

Summers, P.W. 1982. From emission to deposition: processes and budgets. Pages 15-45 *in* Proc. Specialty Conf. on Atmospheric Deposition, Detroit, Mich. Nov. 1982 Air Pollut. Control Assoc.

Whelpdale, D.M.; Barrie, L.A. 1982. Atmospheric monitoring network operations and results in Canada. J. Water, Air and Soil Pollut. 18:7-23.

Young, J.W.S. 1982. From emission to deposition: Modelling and source-receptor relationships. Pages 46-61 in Proc. Specialty Conf. on Atmospheric Deposition, Detroit, Mich. Nov. 1982. Air Pollut. Control Assoc.

Échange

Question: On croit que les embruns représentent un tiers des émissions naturelles totales. Faut-il négliger cette source lorsqu'on étudie l'acidité causée par les émissions de SO_2 et de H_2S?

Réponse: Il faut retenir que la composante soufre du sel marin est associée au sodium et au calcium, ce qui en fait un sel neutre. Le sel marin ne contribue donc pas à l'acidité totale des précipitations.

Question: Dans quelle mesure les émissions provenant de l'océan retournent-elles à l'océan? Quelle incidence cela a-t-il sur le pourcentage de dépôts naturels par rapport au pourcentage du dépôts anthropogénétiques dans l'est de l'Amérique du Nord?

Réponse: Les particules du sel marin agissent comme noyau de condensation et sont généralement éliminées dans les régions côtières. Par conséquent, il n'est pas nécessaire de tenir compte des particules de sel marin dans l'atmosphère de l'Amérique du Nord, sauf sur une bande étroite le long de la côte pacifique et de la côte atlantique. Elle n'ont aucuns effets importants sur les dépôts, dès qu'on se trouve de 50 à 100 km à l'intérieur des terres.

Question: Pourriez-vous donner des détails sur les quantités de sulfate et de nitrate déposés dans l'est du Canada?

Réponse: Sur la carte, les dépôts de sulfate sont indiqués en mmole m^{-2}an^{-1} et comme nous l'avons indiqué précédemment, il faut multiplier par 0,96 ou 1 pour obtenir des dépôts exprimés en kg ha^{-1}an^{-1}. Dans le sud de l'Ontario, dans le sud du Québec et dans les Maritimes, les dépôts de sulfate dépassent 20 kg ha^{-1}an^{-1}. Dans le cas du nitrate, il faut multiplier par 0,62, ce qui donne des dépôts exprimés en kg ha^{-1}an^{-1} beaucoup moindres. Dans le sud de l'Ontario, on reste dans la plage de 10 kg ha^{-1}an^{-1}. Dans les Maritimes, à Terre-Neuve et dans l'extrême sud du Québec, ils sont de l'ordre de 10 à 15 kg NO_3 ha^{-1}an^{-1}.

Question: On emploie diverses unités pour mesurer la concentration et les dépôts. Pour éviter la confusion, ne serait-il pas préférable d'utiliser soit des unités mole/volume ou des unités mole/surface ou masse S ou N par unité de volume ou surface? Il serait alors possible de faire des comparaisons même lorsque les dépôts prennent des formes différentes.

Réponse: C'est effectivement un problème, mais on ne s'entend pas sur les unités à employer : chaque spécialité a ses préférences. Je suis étonné que les unités aient varié sur certaines années, mais je les ai tirées des rapports cités.

Dépôts secs et concentrations ambiantes

H.H. Neumann, G. den Hartog et N. Bussières
Service de l'environnement atmosphérique
Environnement Canada, Toronto

Résumé

Le rôle des dépôts secs dans le problème des pluies acides est analysé, surtout en ce qui concerne les forêts du nord-est de l'Amérique du Nord. Les données qui existent sur les concentrations ambiantes des polluants atmosphériques applicables sont analysées et rapportées qualitativement à la distribution des sources d'émission et aux conditions météorologiques qui prévalent. Les variations saisonnières et diurnes cycliques de ces concentrations sont analysées, de même que la nature épisodique des épisodes de pollution importants.

Les techniques d'évaluation des dépôts secs sont brièvement décrites. Parmi celles-ci, mentionnons les méthodes de l'équilibrage des masses, les collecteurs de retombées sèches et les surfaces succédanées, les mesures du flux micrométéorologique et les méthodes d'évaluation des dépôts à partir des concentrations ambiantes. La notion de vitesse de dépôt est analysée par rapport à l'analogue de résistance des flux atmosphériques dans la couche superficielle. La dépendance de la vitesse de dépôt par rapport aux paramètres atmosphériques et aux caractéristiques superficielles est mise en relief.

Enfin, certaines estimations des dépôts secs sont présentées. Les résultats d'expériences données sont présentés de même que des modèles régionaux généralisés établis à partir de champs de concentration moyens. Les mesures directes des dépôts dans les forêts ont été relativement rares, de sorte que la plus grosse incertitude règne quant aux taux de dépôt effectifs dans les forêts, surtout en ce qui concerne les dépôts de particules.

Introduction

Les apports acides dans les écosystèmes terrestres se font par deux voies distinctes, les dépôts humides et les dépôts secs. Par dépôts humides, on entend les apports acides dus aux matières incorporées ou dissoutes dans les précipitations, qu'il s'agisse de pluie ou de neige, et qui atteignent la surface de la terre à la suite d'événements de précipitation. Le transport par les gouttes de pluie ou les flocons de neige est facile à visualiser, même si le processus qui a acidifié la pluie ou la neige est sans doute complexe. La mesure des apports par voie humide, même si elle nécessite des précautions particulières pour éviter les changements chimiques externes ou internes des échantillons avant leur analyse, est une extrapolation assez directe des procédures dont on se sert pour mesurer les précipitations.

En revanche, les dépôts secs sont l'ensemble des mécanismes qui éliminent ou qui lessivent les matières de l'atmosphère par les surfaces terrestres sans phase de précipitation intermédiaire. Les matières dans l'atmosphère comprennent les particules en suspension ou les polluants gazeux et sont souvent présentes en concentrations très réduites. Les concentrations de quelques parties par milliard dans l'air ambiant ne sont pas atypiques des régions d'émission, même pour les principaux polluants. Seules les plus grosses particules, c'est-à-dire les particules dont le diamètre est de l'ordre de dizaines de microns, ont une vitesse de chute appréciable et dans ce cas, le mécanisme de dépôt s'apparente visuellement à une sédimentation. Ce mécanisme de retombée des grosses particules est un mécanisme de dépôt relativement efficace, tellement efficace même que les grosses particules émises se déposent pratiquement toutes dans un rayon de quelques dizaines de kilomètres de la source et

n'interviennent pas dans le transport à grande distance ou dans l'acidification des écosystèmes plus éloignés. Les particules sous-micron, qui constituent la classe dominante dans l'atmosphère ambiante loin des régions d'émission, se comportent essentiellement comme les constituants gazeux. Le dépôt de ces particules dépend d'un concours de facteurs atmosphériques, biologiques et chimiques interdépendants qui rendent difficile toute mesure directe.

Il existe une corrélation étroite entre les taux de dépôt d'espèces particulières et les concentrations ambiantes de ces espèces dans l'atmosphère, de sorte que les concentrations ambiantes sont analysées ultérieurement dans ce rapport. Cette corrélation apparente a donné lieu à la notion couramment utilisée de vitesse de dépôt V_d où par définition :

$$V_d = \frac{\text{taux de dépôt sur une surface (masse par surface unitaire)}}{\text{concentration ambiante (masse par volume unitaire)}}$$

D'où le fait que V_d est une constante de proportionnalité qui établit le rapport entre le dépôt et la concentration et a les dimensions d'une vitesse. La notion d'une vitesse de dépôt ne désigne pas une vitesse lente mais plutôt une vitesse de descente régulière des particules ou des molécules de gaz isolés. La vitesse de dépôt représente un paramétrage simplifié à l'extrême du mécanisme de dépôt complexe et l'on peut s'attendre à ce qu'elle varie dans le temps et l'espace en réponse à des conditions météorologiques et superficielles variables.

Une proportion appréciable des apports atmosphériques de matières acidifiantes dans les écosystèmes terrestres peut être attribuée aux dépôts secs. Les dépôts secs sont généralement importants près des régions émettrices où les concentrations atmosphériques sont élevées et ils baissent généralement loin des régions émettrices, ce qui traduit la chute des concentrations atmosphériques dues au mécanisme de dilution et d'élimination. En revanche, les dépôts humides atteignent généralement leur maximum à une distance considérable de la source dans la direction du vent, ce qui s'explique par la conversion relativement lente des polluants primaires émis en polluants secondaires qui dominent l'acidification des précipitations. L'importance relative des deux mécanismes est souvent exprimée comme le rapport entre les dépôts humides et secs, lequel a tendance à augmenter avec la distance loin des régions émettrices. Cette dynamique est illustrée à la figure 1 à partir des données de Whelpdale et Galloway (1979). Si l'on analyse les données d'un certain nombre d'études sur le bilan du soufre, on constate une relation inverse entre le rapport des dépôts humides et secs et le taux d'émission moyen de soufre par unité de surface. Dans les régions hautement industrialisées d'Europe centrale, qui sont des régions à fort taux d'émission de soufre, tout porte à croire que les dépôts secs représentent 70 % du total des dépôts de soufre. Si l'on calcule leur moyenne dans l'est de l'Amérique du Nord, les dépôts humides et secs sont d'ampleur comparable. Dans les régions éloignées de toute activité industrielle, les dépôts humides prennent le dessus, si bien que pour l'est du Canada (c'est-à-dire les Maritimes) et la Norvège, les dépôts secs estimés chutent à 25 % du total des dépôts de soufre.

Manifestement, il est impossible d'ignorer les dépôts secs lorsqu'on évalue les apports atmosphériques de matières acidifiantes dans les écosystèmes ou les bassins versants. Dans le présent rapport, nous donnons un aperçu des mécanismes qui entrent en jeu ainsi qu'une brève analyse des modèles de concentration et de dépôt probables au-dessus du nord-est de l'Amérique du Nord. Il existe plusieurs autres études récentes sur les dépôts secs qui comportent d'importantes citations pour le lecteur que cela intéresse, notamment celles de Garland (1979), Sehmel (1980), Chamberlain (1963) et Fuchs (1963).

Espèces chimiques

Une grande diversité d'oligo-éléments sont présents dans l'atmosphère ambiante, mais seulement quelques-uns d'entre eux revêtent de l'importance dans le dossier des dépôts acides. Ceux-

ci sont résumés à la figure 2, empruntée à Ferguson et Machta (1982), qui illustre schématiquement les trajectoires des principales espèces acides depuis la source d'émission jusqu'au lieu de dépôt. Ces trajectoires ont été divisées en trois grandes catégories, à savoir la trajectoire du soufre issue des émissions anthropiques, essentiellement de l'anhydride sulfureux gazeux; la trajectoire de l'azote anthropique, due essentiellement aux émissions d'oxyde nitrique; et la trajectoire de l'azote biogène, caractérisée ici par les émissions de NH_3. Dans les trois catégories, on est en présence d'élimination ou de dépôt par des mécanismes à la fois humides et secs. En ce qui concerne le soufre, le principal mécanisme d'élimination par voie sèche se fait par dépôt direct de SO_2, même s'il peut se produire un certain dépôt des aérosols de sulfates secondaires, encore que ce mécanisme soit intrinsèquement beaucoup moins efficace. Dans la trajectoire de l'azote anthropique, le dépôt sec des polluants gazeux secondaires, NO_2 et PAN (nitrate de peroxyacétyle), peut jouer un rôle, même si l'on pense actuellement que c'est le dépôt d'acide nitrique qui est le plus important. La trajectoire de l'azote biogène est encore mal quantifiée, mais l'on sait que les matières végétales peuvent assimiler aussi bien qu'émettre du NH_3; le dépôt sec de NH_4^+ en particules est également une possibilité.

On dispose d'une somme d'informations nettement plus importante sur la trajectoire du soufre que sur les trajectoires de l'azote, surtout en ce qui concerne le dépôt sec de SO_2. On comprend généralement mieux les dépôts gazeux que les dépôts de particules, même si le modèle général de formation des aérosols de sulfates a été délimité. Un spectre granulométrique atmosphérique caractéristique ressemble sans doute à la figure 3 (tirée de Hicks, 1983). Il se peut que les particules se forment à l'origine comme des noyaux Aitken suite à l'oxydation de SO_2 par l'aérosol de sulfate et par d'autres conversions gaz-particules. Celles-ci augmentent par coagulation pour devenir des particules dont la taille varie entre quelques dizaines de microns et quelques microns, mais les taux de croissance baissent avec la baisse de mobilité des particules à mesure qu'elles s'agrandissent, de sorte qu'en général, le maximum du spectre des particules est inférieur à un micron. Les poussières aéroportées et les émissions industrielles de particules grossières peuvent aboutir à un autre maximum autour de dix microns. Les grosses particules provenant du sol ont généralement un pouvoir neutralisant plutôt qu'acide et la sédimentation joue un rôle important dans leur élimination. Les particules qui revêtent actuellement le plus d'intérêt pour le transport à grande distance et les dépôts acides sont celles qui se forment par accumulation. La plupart des études ont révélé que les mécanismes de dépôt étaient relativement inefficaces pour les particules de cette étendue granulométrique, élément qui est analysé dans la section suivante. Il faut également tenir compte de l'incidence possible des particules super-micron relativement rares mais dont le mécanisme de dépôt est plus efficace.

Mécanismes de dépôt

On sait que plusieurs facteurs agissent sur le taux des dépôts secs. Ceux-ci sont résumés sous forme simplifiée à la figure 4 (d'après Hicks, 1983). Cette figure indique des trajectoires distinctes pour les gaz et les particules étant donné que les deux font intervenir des mécanismes différents. Conceptuellement à la figure 4, les particules et les gaz proviennent d'une source atmosphérique quelconque distante de la région réceptrice et non affectée par elle. L'échange entre la source et le milieu immédiat du récepteur est imputable au transport turbulent par les tourbillons atmosphériques, c'est-à-dire par des facteurs aérodynamiques. Pour les grosses particules, la décantation revêt également de l'importance. La surface solide d'un récepteur constitue un obstacle au mouvement de l'air. En conséquence, les tourbillons n'entrent pas jusque dans la surface du récepteur, laquelle est protégée par une couche mince quasi-laminaire dont l'épaisseur peut varier selon la forme et l'orientation du récepteur et selon l'intensité de l'écoulement turbulent juste au-dessus.

Les polluants gazeux traversent cette sous-couche laminaire par diffusion moléculaire, alors que pour les petites particules sub-micron, le mécanisme analogue de traversée de cette couche est le mouvement brownien. L'interception et l'impact inertiel contribuent au mouvement des plus grosses particules à travers la couche superficielle, en plus du mouvement brownien. Pour les particules dont la taille est supérieure à dix microns, la décantation gravitationnelle devient un mécanisme

prédominant. L'efficacité du transport dans la sous-couche laminaire est largement tributaire de la masse ou de la taille des molécules ou des particules transportées. La diffusion moléculaire et le mouvement brownien perdent de leur efficacité à mesure qu'augmente le poids moléculaire ou la taille des particules, tandis que l'interception, l'impact et la décantation gravitationnelle des particules deviennent des mécanismes de dépôt plus efficaces à mesure que la taille des particules augmente, jusqu'à ce que le rebondissement des particules devienne significatif. Le report de la vitesse de dépôt des particules en fonction de la taille des particules (figure 5) a un minimum bien défini lorsque le diamètre des particules se situe entre 0,1 et 1 micron, ce qui constitue l'étendue granulométrique où ni le mouvement brownien ni les mécanismes inertiels ne sont très efficaces. Les vitesses de dépôt indiquées à la figure 5 sont fondées sur les mesures établies par Chamberlain (1966) dans le cadre d'essais en soufflerie. Ces résultats sont analogues à ceux d'autres essais en soufflerie de même qu'aux taux de dépôt modélisés donnés dans Sehmel (1980), sans pour autant être les mêmes que les taux de dépôt sur des surfaces extérieures naturelles. D'autres mécanismes physiques peuvent également influer sur le transport à proximité de la surface. Mentionnons à titre d'exemple le flux de Stefan des particules et des gaz (flux issu de l'adjonction ou de l'élimination de matière à la surface et qui est largement associé au flux évaporatif de l'eau) et peut-être également les effets phorétiques des particules qui sont encore mal définis pour les échanges atmosphériques. Le transport à travers la sous-couche laminaire peut être modifié par les propriétés propres au récepteur, comme sa forme, son orientation dans le flux moyen, son poli, sa flexibilité et son mouvement (instabilité) dû à l'écoulement de l'air.

La rétention soit des particules soit des gaz dépend des propriétés de la surface, surtout en ce qui concerne les particules super-micron qui sont sujettes à rebondissement ou les gaz qui doivent être chimiquement retenus par la surface. La cire, le revêtement, les exsudations, la nature chimique, l'humidité et, pour l'assimilation par la végétation et les gaz, l'ouverture stomatique de la surface sont sans doute des propriétés qui revêtent toutes de l'importance. La prise nette peut également être modifiée par l'émission ou le ré-entraînement des matières apparentées sur le plan chimique.

La variété et la complexité des mécanismes qui entrent en jeu dans la trajectoire de dépôt ont empêché jusqu'ici la mise au point de modèles quantitatifs qui traitent de manière efficace et explicite de la physique et de la chimie du mécanisme de dépôt. Toutefois, divers modèles simplifiés ont été établis qui, dans certains cas, autorisent des estimations raisonnables des taux de dépôt et de leur variation spatio-temporelle. C'est ce que nous allons aborder maintenant.

Analogues de résistance des dépôts secs

Les analogues de résistance reproduisent les flux atmosphériques selon le débit de courant électrique, I, par une résistance, R, donnée par la loi d'Ohms, $V = RI$, où V représente la différence potentielle. Le paramétrage de la vitesse de dépôt peut être considéré comme un simple analogue de résistance des dépôts. Le flux ou le courant des matières depuis l'atmosphère, F_c, jusqu'à la surface est censé être proportionnel à la force d'entraînement ou à la différence de potentiel donnée par les concentrations atmosphériques, C (ce qui implique que la concentration au récepteur est nulle). La vitesse de dépôt, V_d, est donc équivalente à une conductance électrique et

$$F_c = V_d C$$

Ce simple paramétrage n'est pas très réaliste physiquement et il est difficile d'établir une relation simple entre les variations spatio-temporelles de V_d et certains mécanismes. Une très nette amélioration est possible avec des modèles légèrement plus compliqués, comme celui qui est donné à la figure 6. Ce modèle s'est avéré extrêmement utile dans les études sur l'évapotranspiration (Monteith, 1973). Les trois mécanismes de base représentés à la figure 4 sont modélisés chacun par une résistance distincte -- r_a pour le transfert aérodynamique, r_b pour le transfert de couche laminaire et r_c pour les propriétés relatives à la surface. Par rapport aux circuits électriques simples, les résistances r_a, r_b et r_c ne sont pas constantes, mais l'on peut déduire une somme considérable de données sur la

façon dont elles varient avec divers facteurs environnementaux d'après la similitude qui existe entre le transport des polluants et le transfert du moment, de la chaleur et de la vapeur d'eau à propos desquels il existe une somme considérable d'études micrométéorologiques.

Le terme aérodynamique, r_a, reflète le transport par les tourbillons. Ce mécanisme peut être jugé analogue au débit de courant électrique uniquement si on en établit la moyenne sur des intervalles appropriés. Ceux-ci doivent être beaucoup plus importants que l'échelle des tourbillons aérodynamiques qui fluctue rapidement entre les mouvements vers le haut et vers le bas suite aux changements turbulents qui se produisent dans les vitesses verticales. Ce mécanisme est illustré aux figures 7, 8 et 9 qui représentent des mesures sur le terrain prises durant une "étude intercomparative sur les dépôts secs" réalisée à Champaign (Illinois) en juin 1982 (Neumann *et al.*, 1983). La figure 7 représente les constituants verticaux mesurés du vent, w, et les concentrations de vapeur d'eau, d'ozone et de soufre atmosphérique dans un intervalle d'une minute vers le milieu d'une journée chaude et ensoleillée de la fin juin, toutes les mesures étant prises à 4,5 m au-dessus d'une pelouse. D'importantes fluctuations se produisent sur des échelles de temps d'une seconde ou moins, mais il faut surtout noter l'apparition, dans les traces de vapeur d'eau, de tourbillons périodiques sur des échelles de temps de l'ordre de 10 secondes qui représentent des panaches flottants récurrents, les maxima des concentrations de vapeur d'eau (et les minima des concentrations de polluant) étant généralement associés à des vitesses verticales vers le haut indicatives de particules atmosphériques provenant de la surface sous-jacente. On peut voir également dans les traces de vapeur d'eau des périodes de quiescence de concentrations relativement inférieures et d'une vitesse verticale réduite ou nulle, deux phénomènes représentatifs de conditions dans l'atmosphère libre loin de la surface. Les flux instantanés sont le produit de la concentration instantanée et de la vitesse verticale et ces flux totaux pour la même période sont indiqués à la figure 8. Ces flux sont très importants par rapport aux flux nets à la surface, que ce soit pour l'évaporation, le flux de vapeur d'eau vers le haut ou les dépôts d'ozone et de soufre atmosphérique. Lorsqu'on établit la moyenne de ces flux instantanés sur des périodes de 15 minutes ou plus, les flux vers le haut et vers le bas ont tendance à s'équilibrer, ce qui aboutit à des flux nets relativement peu importants. Dans les études micrométéorologiques, il est utile de séparer les éléments moyens et fluctuants des paramètres atmosphériques pour délimiter l'écart important entre les flux instantanés et les flux nets. La concentration C d'un constituant atmosphérique peut être exprimée par $C = \overline{C} + C^1$, où $\overline{C}$ = concentration moyenne, et C^1 = l'élément fluctuant vers la moyenne ($\overline{C^1} = 0$ par définition). De la même façon, la vitesse verticale peut être exprimée par $W = \overline{W} + W^1$. L'équation qui en résulte pour le flux net, $F = \overline{Wc}$, devient :

$$F = \overline{(\overline{W} + W^1)(\overline{C} + C^1)}$$

$$= \overline{\overline{W}\,\overline{C}} = \overline{\overline{W}\,\overline{C^1}} + \overline{W^1\,\overline{C}} + \overline{W^1 C^1}$$

en notant que $\overline{W^1} = \overline{C^1} = 0$ par définition,

$$F = \overline{\overline{W}\,\overline{C}} + \overline{W^1 C^1}$$

En présupposant que la pression P est constante, que $\overline{W}$ est très proche de zéro, faute de quoi l'air s'accumulera ou s'épuisera dans la couche sous la hauteur de mesure, de sorte qu'en général, $\overline{W}\,\overline{C}$ est très petit. Les mesures réelles de W dans la couche de surface sont trop petites pour être mesurées directement, mais peuvent être calculées si l'on connaît le flux de chaleur et le flux de vapeur d'eau (Webb *et al.*, 1980). En général, le flux est dominé par le terme $\overline{W^1 C^1}$, le soi-disant flux turbulent. Ce flux turbulent est également tracé à la figure 8 et ressemble pratiquement à un axe zéro en ce qui concerne les traces du flux instantané. Son ampleur représente moins de 10 % de celle du flux instantané total. Le gros de l'écart du flux total est dû au terme $\overline{W^1}\,\overline{C}$ qui a une valeur temporelle

moyenne de zéro. La figure 9 représente le terme du flux turbulent tracé sur une échelle qui est dix fois celle de la figure 8. Une ligne a été ajoutée pour le flux soufre et le flux ozone, laquelle donne le flux constant équivalent de Vd = 1 cm s^{-1}, valeur typique des dépôts gazeux. La nature intermittente du flux turbulent est claire et il faut remarquer que pour le flux turbulent du soufre et de l'ozone, par rapport au flux total de la figure 8, les vitesses verticales vers le haut contribuent à un flux vers le bas car elles sont associées à des minima de concentration ou à C^1 négatif. La double amplitude du flux turbulent instantané représente près de dix fois le flux moyen. C'est ainsi que pour le soufre et l'ozone, le dépôt moyen ne représente qu'environ 1 % des doubles variations des flux atmosphériques instantanés à 4,5 m au-dessus de la surface. La nature intermittente et turbulente du transport atmosphérique est entièrement dissimulée dans le terme r_a du modèle de résistance.

Des relations semi-empiriques ont été établies entre le terme r_a et la vitesse du vent, la rugosité de la surface et la stabilité thermique de l'atmosphère (voir Rosenberg *et al.*, 1983). On a jugé commode de définir r_a comme la résistance du transfert du moment ou de la traînée τ due à un vent moyen, U, afin que $r_a = pU/\tau$ où p = densité de l'air. Dès lors, si l'on présuppose une source ou un puits complet à la surface, r_b devient la résistance supplémentaire au transfert des quantités scalaires comme la chaleur, la vapeur d'eau et les polluants atmosphériques. Cette résistance est attribuée au puits additionnel qui doit former la traînée du moment, laquelle n'est pas disponible pour les quantités scalaires. Thom (1972) a démontré que r_b était une fonction du flux du moment et des diffusivités moléculaires pertinentes du transfert en phase gazeuse, mais des relations semblables pour r_b dans le transfert des particules restent à vérifier.

La surface peut agir comme puits complet (ou source) de la chaleur et des polluants éminemment réactifs comme l'acide nitrique, mais pour bien des substances, il est nécessaire d'introduire une résistance superficielle additionnelle, r_c. Souvent pour les transferts gazeux à destination et en provenance de la végétation, r_c peut être perçue comme étant largement due à la diffusion dans les pores stomatiques, donc inversement proportionnelle aux diffusivités moléculaires. Plus d'une trajectoire peut intervenir; par exemple, les résistances cuticulaires et stomatiques agissent en parallèle pour les pertes d'eau par transpiration. Lorsqu'on connait les diverses trajectoires et qu'on peut les quantifier, on peut alors bâtir des réseaux de résistance plus complexes et plus intéressants; citons à titre d'exemple le système sol-végétation atmosphérique de la figure 10 qui distingue les trajectoires de la végétation et du sol.

Des modèles de résistance composites plus élaborés, qui englobent les transferts intra-canopée, ont été conçus (Norman, 1979). Il faut toutefois se rappeler que les analogues de résistance restent une simplification extrême des transferts turbulents complexes; il faut donc considérer avec circonspection les interactions milieu-couvert et les extrapolations qui dépassent ce qui a été vérifié de façon empirique.

Techniques de mesure

Méthodes micrométéorologiques

Il est aujourd'hui admis que les mécanismes de transport associés au dépôt sec sont beaucoup plus complexes et plus difficiles à quantifier que la mesure des chutes de pluie et peut-être des chutes de neige. Plusieurs techniques ont été employées ou proposées pour la mesure des dépôts secs et elles sont résumées au tableau 1 (d'après Hunt *et al.*, 1981). Grosso modo, les méthodes 1 à 4 peuvent être décrites comme des mesures micrométéorologiques en ce sens que les dépôts calculés sont basés sur des mesures rigoureuses dans l'atmosphère au-dessus de la surface qui nous intéresse. Strictement parlant, on ne mesure pas les dépôts superficiels, mais plutôt le flux atmosphérique net à une hauteur quelconque, en général de 0,5 m à 10 m au-dessus de la surface, ce qui est censé être le flux de surface. Cela n'est valable que si le flux est constant depuis la surface jusqu'à la hauteur de mesure (divergence du flux = 0). Cela appelle une surface homogène proche du point de mesure et à quelque distance dans

le sens contraire du vent pour que les détecteurs de la couche limite soient en équilibre avec la surface. En règle générale, on adopte un rapport fetch/hauteur dans le sens contraire du vent de 100/1, sous réserve que le changement à la limite du sens contraire du vent ne soit pas trop extrême.

La méthode de corrélation tourbillonnaire est essentiellement une mesure directe du flux turbulent. Les concentrations et les vitesses verticales doivent être échantillonnées à un rythme plus rapide que les fluctuations contribuant au flux (généralement 5-10 Hz à 3 m ou 4 m), tandis que les système de traitement des données doivent être capables de traiter les données recueillies à ces rythmes. Les produits instantanés, WC, sont calculés et accumulés pour obtenir les flux nets sur des périodes qui avoisinent en général entre 0,5 h et 1 h. L'accumulation tourbillonnaire (Desjardin, 1977; Neumann *et al.*, 1983) est une variation de la méthode de corrélation tourbillonnaire. On remplace le système d'échantillonnage à réponse rapide par un détecteur de polluants à réponse rapide. En échantillonnant à un rythme proportionnel à W et en accumulant les échantillons séparément pour W positif et W négatif (par exemple sur des filtres à particules ou sur des sacs en teflon pour les gaz), il est possible, en principe, de calculer le flux à partir de la différence entre les matières accumulées dans les échantillons vers le haut et vers le bas. L'exactitude relative élevée plutôt que la réponse rapide devient l'exigence limite des détecteurs de polluants. La méthode de l'accumulation tourbillonnaire n'est pas sans attrait, mais elle n'a pas encore fait ses preuves dans le cadre d'études sur le dépôt des polluants.

La méthode du gradient repose sur une similitude présumée entre le transport d'un polluant et celui d'un autre élément atmosphérique dont on peut déterminer le flux turbulent. La méthode a été couramment utilisée. Dans la notation de la résistance, le flux peut être exprimé par $F_c = (C_1-C_2)/r_{1,2}$, où C_1 et C_2 sont les concentrations moyennes de C à des hauteurs respectives de Z_1 et Z_2 et où $r_{1,2}$ est la résistance aérodynamique de C entre ces hauteurs. Si nous considérons un autre flux, par exemple le flux de chaleur H, et que nous présumions la même résistance aérodynamique $r_{1,2}$, H est alors égal à $pC_b\ (T_1-T_2)/r_{1,2}$, où C_p = capacité thermique de l'air à pression constante et où T_1 et T_2 sont les températures moyennes aux hauteurs Z_1 et Z_2. D'où

$$F_C = \frac{H\ (C_1 - C_2)/(T_1 - T_2)}{pC_p}$$

La méthode du gradient oblige à mesurer la précision relative à au moins deux niveaux de la couche limite de surface et à déterminer le flux et le gradient d'un autre élément atmosphérique. Le comportement dans le temps n'est pas nécessaire car il faut établir la moyenne des mesures sur des périodes minimum proches de la demi-heure pour que la relation flux-gradient soit valable. La méthode dépend de la validité de l'hypothèse de similitude qui s'est généralement vérifiée, sauf tout près de la couverture végétale ou dans celle-ci.

La dernière méthode micrométéorologique est la méthode de variance. Des preuves expérimentales (Wesley et Hicks, 1978) et la théorie de la similitude (Tennekes, 1973) corroborent l'hypothèse que le flux est proportionnel à la variance. Si l'on prend la variance σ_c^2 de C et le flux et la variance d'un autre élément, disons le flux thermique H et l'écart de température σ_T^2, la méthode de variance présuppose $F_c = H/pC_p\ \sigma_c^2/\sigma_T^2$. La méthode nécessite une réaction rapide, des détecteurs à faible bruit, mais elle assouplit le besoin d'une précision élevée qu'exige la méthode du gradient ou qui est nécessaire pour un capteur W. De bons capteurs de polluants n'ont pas encore été mis au point et il n'est pas certain que cette méthode remplacera la méthode de corrélation turbulente.

Tableau 1. Évaluation de diverses méthodes expérimentales employées pour mesurer et paramétrer les taux de retombées sèches dans les forêts

Méthode	Échelle temporelle	Échelle spatiale	Substance mesurée	Degré de difficulté technique	Degré de mise au point nécessaire	Coût relatif	Possibilités de paramétrage	Possibilités de surveillance	Commentaires
Corrélation Eddy	Heure	Point	Gaz Particules	Élevé	Moyen	Élevé	Élevé	Faible	Il faudra mettre au point des détecteurs à réponse rapide
Méthode de variance	Heure	Point	Gaz Particules	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Comme ci-dessus
Méthode du gradient de concentration	Heure	Point	Gaz Particules	Moyen	Faible	Moyen	Moyen	Faible	Cette méthode requiert des mesures simultanées du flux de chaleur
Accumulation Eddy	Heure	Point	Gaz Particules	Élevé	Élevé	Moyen	Moyen	Faible	Mise au point en cours
Collecteur de retombées sèches	Semaine	Point	Particules	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Cette méthode requiert un degré élevé d'interprétation
Surfaces succédanées	Jour	Point	Particules	Moyen	Moyen	Moyen	Faible	Moyen	Comme ci-dessus
Accumulation superficielle	Jour-semaine	Point	Particules	Moyen	Moyen	Moyen	Faible	Moyen	Méthode sujette à des interférences dues au lavage ou aux déplacements des brouillards acides
Traceurs	Heures-semaines	Point	Gaz Particules	Moyen	Moyen	Moyen	Moyen	Faible	Une manutention et des permis spéciaux sont requis pour les traceurs radioactifs
Bilan massique	Semaine-mois	Superficie	Total	Élevé	Faible	Faible	Faible	Faible	Il est difficile de se servir des hypothèses reposant sur un bilan massique normal
Cuvettes ou chambres	Heure		Gaz	Moyen	Moyen	Moyen	Faible	Élevé	Extrapolation difficile pour les taux de dépôt
Calculs à partir des concentrations ambiantes	Heure	Point	Gaz Particules	Moyen	Moyen	Moyen	Faible	Élevé	Il faut connaître les vitesses de dépôt

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

Allocation des ressources dans diagnostic ouvert

Des vitesses de dépôt d'environ 0,7 cm s^{-1} ont été mesurées, ce qui est comparable aux taux de dépôts gazeux. Toutefois, en ce qui concerne ces expériences en particulier, la distribution granulométrique des particules de sulfate n'a pas été déterminée et il faut même envisager la possibilité d'une interférence de la vapeur d'eau dans les mesures du soufre (Thomas et al., 1980).

Conclusion

Les dépôts secs sont un mécanisme complexe qui fait intervenir des facteurs chimiques, biologiques et météorologiques. Les dépôts peuvent résulter de l'absorption d'éléments gazeux comme SO_2 et NO_2 ou de la prise au piège de particules atmosphériques. Les particules atmosphériques qui revêtent le plus d'importance pour les dépôts acides et le transport à grande distance des polluants atmosphériques sont les particules sub-microniques qui contiennent des sulfates et des nitrates. [illegible]

[illegible]

Bibliographie

Anlauf, K.G.; Olson, M.; Wiebe, H.A.; Lusis, M.A. 1980. Atmospheric transport of particulate sulphate and ozone into the Toronto region and its correlation with visibility. Pages 153-158 dans W.M. Benarie, ed., Atmospheric Pollution 1980, Actes 14e Colloque international, Paris, France, 5-8 mai 1980, Studies in Environmental Science, Vol. 8, Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas.

Barrie, L.A. 1982. Environment Canada's Long Range Transport of Atmospheric Pollutants Program: Atmospheric Studies. Pages 141-161 dans F.M. D'Itri, ed., Acid Precipitation: Effects on Ecological Systems, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K.G.; Fellin, P. 1980. The Canadian Air and Precipitation Monitoring Network. Pages 355-360 dans W.M. Benarie, ed., Atmospheric Pollution 1980, Actes 14e Colloque international, Paris, France, 5-8 mai 1980, Studies in Environmental Science, Vol. 8, Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K.G.; Fellin, P. 1982. Results of the Canadian Air and Precipitation Monitoring Network APN: July 1980 to December 1981. Rap. AQRB-82-003-T, Direction de la recherche sur la qualité et sur les interactions environnementales, Service de l'environnement atmosphérique, Downsview (Ontario) Canada.

Chamberlain, A.C. 1967. Transport of Lycopodium spores and other small particles. Proc. Roy. Soc. London A 296:45-70.

Chamberlain, A.C. 1983. Deposition and Resuspension. Pages 731-751 dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn (Co-eds.), Precipitation Scavenging, Dry Deposition, and Resuspension 2, Actes Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Desjardins, R.L. 1977. Description and evaluation of a sensible heat flux detector. Boundary-Layer Meteorol. 11:147-154.

Ferguson, H.L.; Machta, L. (Chairmen). 1982. Final Report, Report 2F, Work Group 2 Atmospheric Sciences and Analysis for the Memorandum of Intent on Transboundary Air Pollution signed by Canada and the United States on August 5, 1980.

Garland, J.A. 1979. Dry deposition of gaseous pollutants. Pages 95-103 dans WMO-No. 538, Papers presented at the WMO Symposium on the Long-Range Transport of Pollutants and its Relation to General Circulation Including Stratospheric/Tropospheric Exchange Processes, Sofia, 1-5 octobre.

Garland, J.A.; Cox, L.C. 1982. Deposition of small particles to grass. Atmos. Environ. 16:2699-2702.

Hicks, B.B. 1983. Dry deposition processes. Chapitre A-7, [illegible] Critical Assessment Document: The Acidic Deposition Phenomenon and its Effects, EPA-600/8-83-016A, Washington.

Hicks, B.B.; Wesely, M.L.; Durham, J.L.; Brown, M.A. 1982. Some direct measurements of atmospheric sulfur fluxes over a pine plantation. Atmos. Environ. 16:2899-2903.

Hobbs, [illegible] 1983. Measurements of [illegible] dry deposition [illegible]. Pages [illegible] dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn (Co-eds.), Precipitation Scavenging, Dry Deposition, and Resuspension [illegible], Actes Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Hunt, J.E.; Low, T.; Murray, W.A.; Chadder, D. 1981. Analysis of Techniques for Measuring Dry Deposition Rate of SO_2. Alberta Environment. Environ. Prot. Serv. Pollut. Control Div.

Ibrahim, M.; Barrie, L.A.; Fanaki, F. 1983. An experimental and theoretical investigation of the dry deposition of particles to snow, pine trees and artificial collectors. Atmos. Environ. 17:781-788.

Katen, P.C.; Hubbe, J.M. 1983. Deposition velocity of atmospheric aerosol particles. Pages 953-961 dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn (Co-ord.), Precipitation Scavenging, Dry Deposition, and Resuspension 2, Actes 4 Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Krouse, H.R. 1977. Sulphur isotope abundance elucidates sulphur uptake of atmospheric sulphur emission by vegetation. Nature 265:45.

Leuning, R. 1983. Transport of gases into leaves. Plant Cell Environ. 6:181-194.

[illegible], C.; Voldner, E.C. 1983. Estimation of dry deposition velocities of sulfur over Canada and United States east of the Rocky Mountains. Pages 991-1001 dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn (Co-ord.), Precipitation Scavenging, Dry deposition, and Resuspension 2, Actes 4 Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Monteith, J.L. 1973. Principles of Environmental Physics, Edward Arnold Ltd., London.

Neumann, H.H.; den Hartog, G.; Gulas-Bagley, L. 1985. Champaign Dry Deposition Intercomparison Studies. Report No. AQRB-85-[illegible], Direction de la recherche sur la qualité et sur les interactions environnementales, Service de l'environnement atmosphérique, Downsview (Ontario) Canada.

Norman, J.M. 1979. Modelling the complete crop canopy. Pages 249-277 dans B.J. Barfield and J.F. Gerber, eds., Modification of the Aerial Environment of Plants, Am. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, MI.

Olson, M.P.; Voldner, E.C.; Oikawa, K.K. 1983. A computed sulfur budget for the Eastern Canadian Provinces. Water, Air and Soil Pollut. [illegible].

Owers, M.J.; Powell, A.W. 1974. Deposition velocity of sulphur dioxide on land and water surfaces using a 35S method. Atmos. Environ. 8:63-67.

Rosenberg, N.J.; Blad, B.L.; Verma, S.B. 1983. Microclimate: The Biological Environment. John Wiley and Sons, New York, NY.

Sehmel, G.A. 1980. Particle and gas dry deposition. Atmos. Environ. 14:983-1011.

Sehmel, G.A. 1983. Particle dry deposition measurements with dual tracers in field experiments. Pages [illegible] dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn (Co-ord.), Precipitation Scavenging, Dry deposition, and Resuspension 2, Actes 4 Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Shieh, C.M.; Wesely, M.L.; Hicks, B.B. 1979. Estimated dry deposition velocities of sulfur over the eastern United States and surrounding regions. Atmos. Environ. 13:1361-1368.

Sievering, H. 1983. Eddy flux and profile measurements of small particle dry deposition velocity at the Boulder Atmospheric Observatory. Pages [illegible] dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin

and W.G.N. Slinn (Co-ord.), Precipitation Scavenging, Dry deposition, and Resuspension 2, Actes 4 Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Slinn, W.G.N. 1983. A potpourri of deposition and resuspension questions. Pages 1361-1416 dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn (Co-ord.), Precipitation Scavenging, Dry deposition, and Resuspension 2, Actes 4 Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Tanner, R.L.; D'Ottavio, T.; Garber, R.; Newman, L. 1980. Determination of ambient aerosol sulfur using a continuous flame photometric detection system. I. Sampling system for aerosol sulfate and sulfuric acid. Atmos. Environ. 14:121-127.

Tennekes, H. 1973. Similarity laws and scale relations in planetary boundary-layers. Dans D.A. Haugen, ed., Workshop on Micrometeorology, Am. Meteorol. Soc., Boston, MA.

Thom, A.S. 1972. Momentum, mass and heat exchange of vegetation. Q. J. Roy. Meteorol. Soc. 98:124-134.

Webb, E.K.; Pearman, G.I.; Leuning, R. 1980. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. Q. J. Roy Meteorol. Soc. 106:85-100.

Wesely, M.L.; Hicks, B.B. 1978. High-frequency temperature and humidity correlations above a wet warm surface. J. Appl. Meteorol. 17:123-128.

Wesely, M.L.; Cook, D.R.; Hart, R.L.; Hicks, B.B.; Durham, J.L.; Speer, R.E.; Stedman, D.H.; Tropp, R.J. 1983b. Eddy-correlation measurements of the dry deposition of particulate sulfur and submicron particles. Pages 943-950 dans H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn (Co-ord.), Precipitation Scavenging, Dry deposition, and Resuspension 2, Actes 4 Conférence internationale, Santa Monica, Calif., 29 novembre - 3 décembre 1982, Elsevier, New York, NY.

Whelpdale, D.M.; Galloway, J.N. 1979. An atmospheric sulfur budget for Eastern North America. Pages 213-221 dans WMO No. 538. Papers presented at the WMO Symposium on the Long-Range Transport of Pollutants and its Relation to General Circulation Including Stratospheric/Tropospheric Exchange Processes, Sofia, 1-5 octobre.

Analyses

Question : Quel est le rapport entre les changements d'altitude et les taux de dépôts secs?

Réponse : Il existe sans doute une certaine relation compte tenu des effets de l'altitude sur les conditions météorologiques [illegible] qui font qu'on a des taux d'apports atmosphériques plus élevés à haute altitude. On ne dispose d'aucune mesure précise à ce sujet.

Question : [illegible] des écologistes [illegible] que les forêts [illegible] que la végétation basse [illegible] SO_2 et les microparticules de SO_4 et que les vitesses de dépôt dans les forêts sont en général [illegible] qu'en ce qui concerne les [illegible]. Y a-t-il contradiction dans [illegible]? Qu'en pensez-vous?

Réponse : Le dépôt gazeux d'anhydride sulfureux dans une forêt est une forme de dépôt sec. En ce qui concerne les [illegible] qui ne sont pas mouillés par la pluie, le brouillard ou la rosée, le mode de captation principal se fait par les stomates. En général, les

résistances stomatiques des forêts sont plus élevées que celles des herbes et d'autres végétaux bas sur la base d'une unité de superfici foliaire en l'abeence d'agression hydrique. Ces résistances stomatiques supérieures ont tendance à neutraliser la meilleure exposition des forêts aux turbulences atmosphériques de sorte que les taux de transfert nets dans les forêts sont semblables à cux des végétations basses. Cela se reflète dans les pertes par évapotranspiration de forêts et des herbages lorsque l'humidité du sol n'est pas limitative. C'est ainsi que les taux de dépôt de gaz comme l'anhydride sulfureux qui normalement, ne réagissent pas aux surfaces cuticulaires extérieures, ne varient pas de manière appréciabl entre les forêts et les herbages. Toutefois, pour un gaz qui est absorbé ou qui réagit ux surfaces végétales extérieures, la plus forte exposition des constituants du couvert 'une forêt entraine des vitesses de dépôt sensiblement plus élevées dans les forêts que ans les herbages. Cette situation est le fait du dépôt d'anhydride sulfureux sur les couverts humides.

Les données sur le dépôt des particules sur les surfces naturelles sont extrémement restreintes et peu de recherches ont été effectuées ur le dépôt des particules dans les forêts en particulier. On en sait davantage sur e dépôt des particules dans les herbages, grâce aux mesures prises en soufflerie. outefois, étant donné que le dépôt des particules n'est sans doute pas stomatique, on put raisonnablement penser que la plus forte exposition des forêts au vent et aux turbulences entraine des taux de dépôt relativement plus élevés dans les forêts que dans es herbages. Compte tenu de la rareté des données sur les taux de dépôt mesurés propos des gaz et des particules dans les forêts, notre groupe au Service de l'environnement atmosphérique entreprendra sous peu une étude sur les dépôts secs ans les forêts.

Question : Est-ce que l'ensemencement de nuages visant à provoquer la pluie affecte les dépôts par les pluies acides?

Réponse : Si l'ensemencement des nuages était efficace, cela aurait augmenterait localement là où il y aurait des précipitations supplémentaires, mais cela se ferait aux dépens des dépôts plus en aval.

Question : Pourquoi la concentration d'ions H^+ est-elle plus élevée en été qu'en hiver? Est-ce dû aux plus fortes émissions en été ou aux mécanismes atmosphériques?

Réponse : Une combinaison des deux.

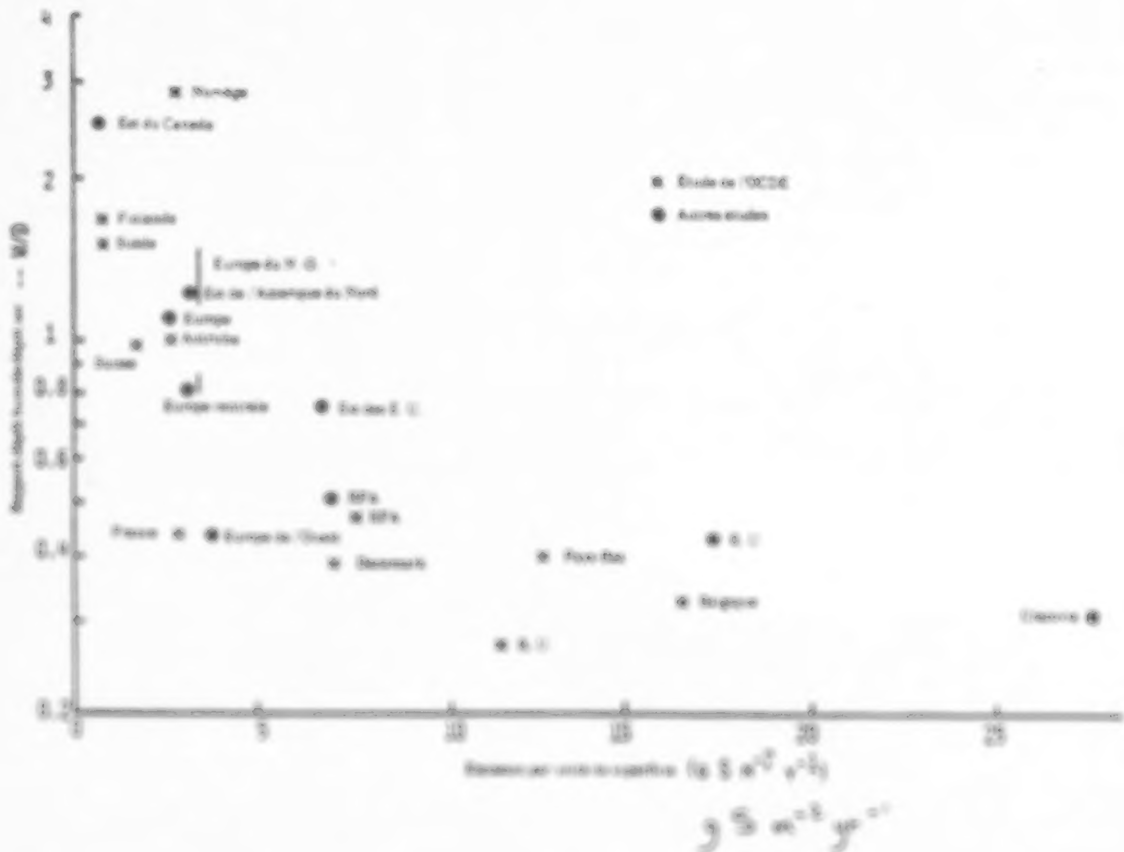


Figure 5. Importance relative des dépôts humides et secs en fonction de la densité des émissions (Whelpdale et Galloway, 1979).

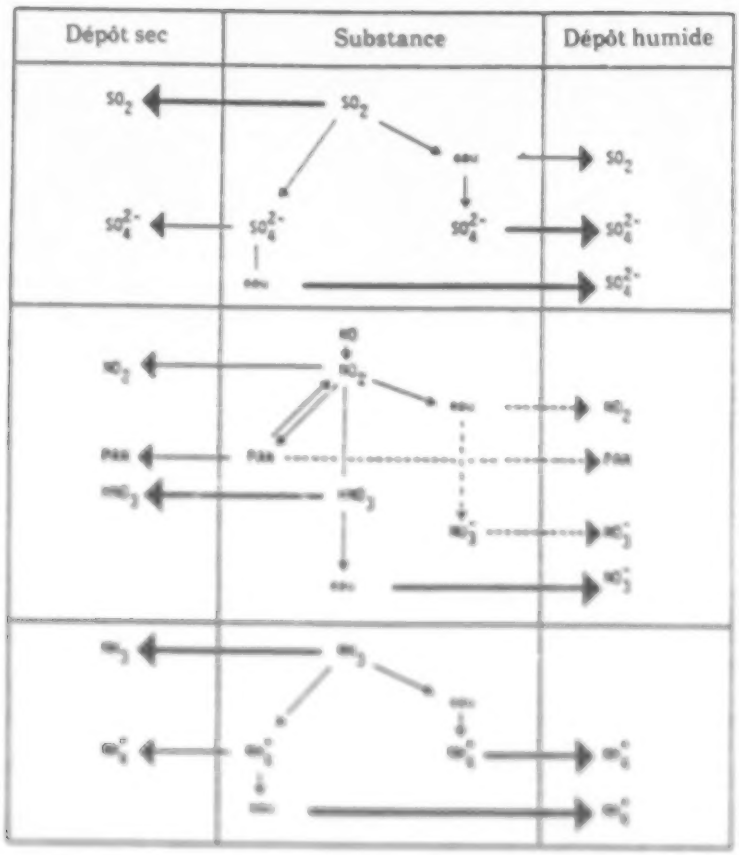


Figure 8. Représentation schématique des éventuelles trajectoires de dépôt des principales espèces acides. La colonne du milieu représente les mécanismes ou les étages le long de la trajectoire avant le dépôt. La flèche horizontale représente les mécanismes de dépôt pour les diverses espèces : son orientation vers la gauche indique des dépôts secs, vers la droite des dépôts humides. Les traits gras représentent les trajectoires importantes et les pointillés représentent les trajectoires incertaines (Ferguson et Machta - Rapport 2F du WDR, 1982).

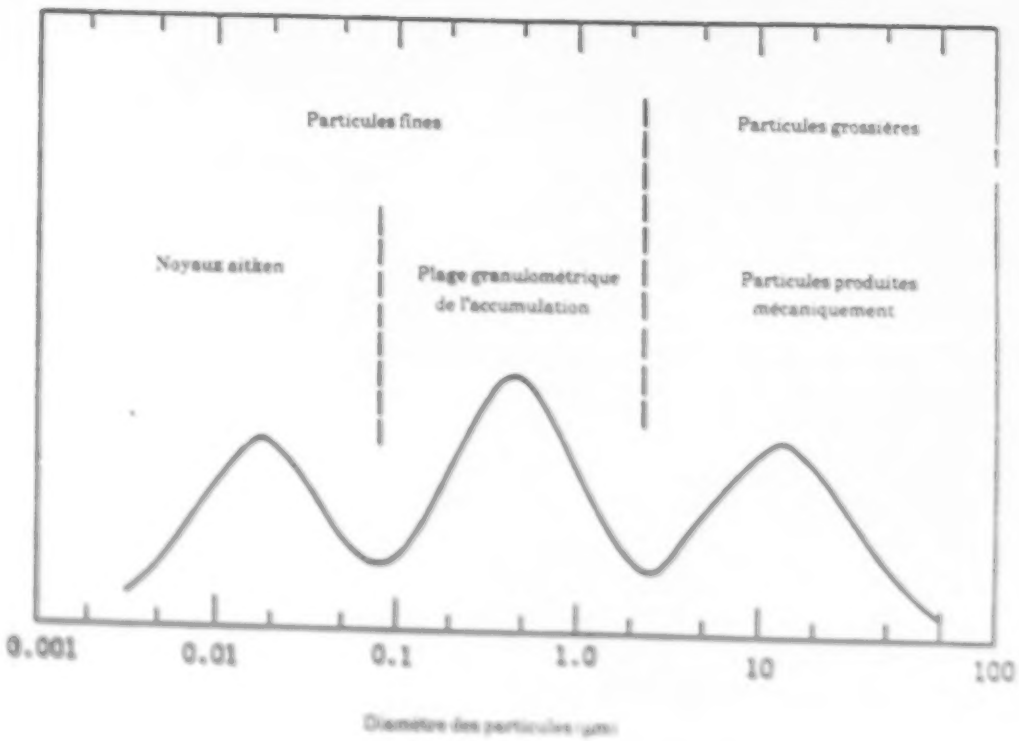


Figure 2. Spectre granulométrique hypothétique que l'on pourrait trouver en aval d'un complexe industriel (Hicks, 1982).

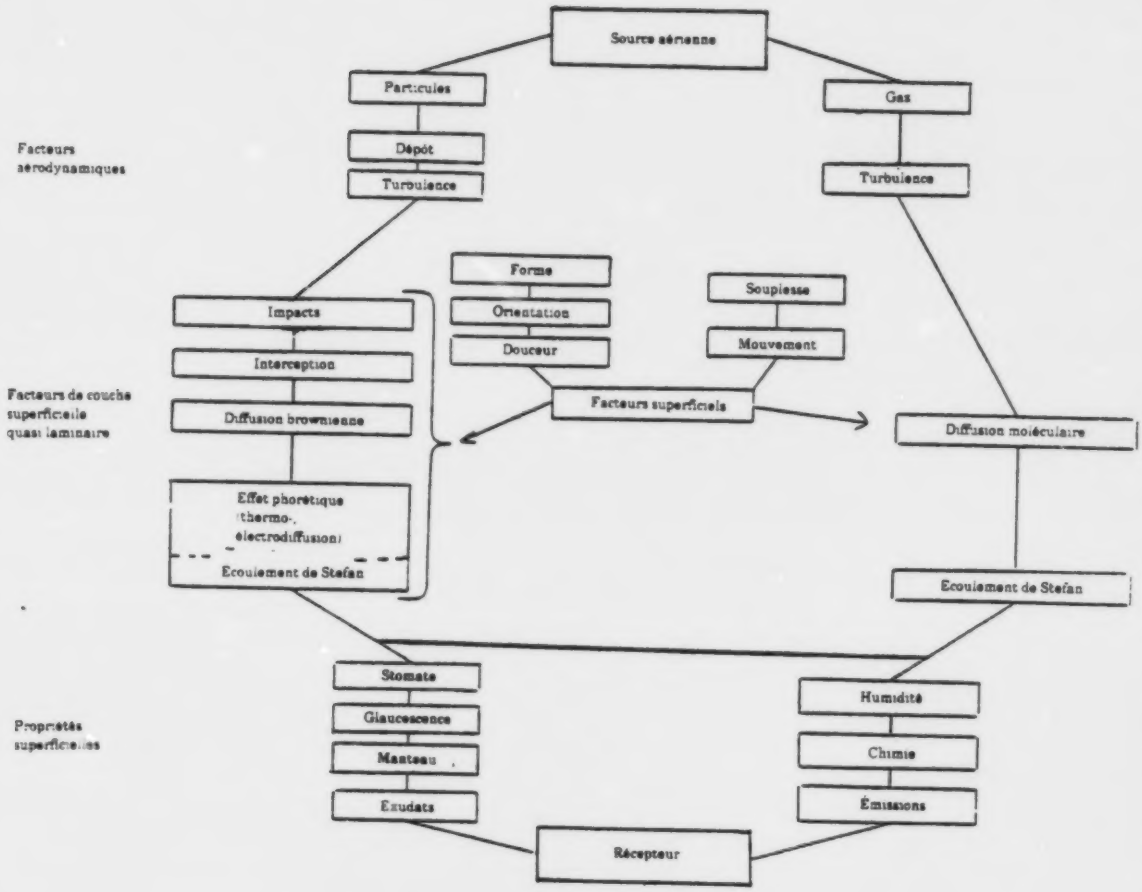


Figure 4. Représentation schématique des mécanismes ou des facteurs à même d'affecter les dépôts secs. Il est vraisemblable que les mécanismes relatifs aux particules et aux gaz soient différents mais de nombreux facteurs qui influent sur ces mécanismes sont communs. L'effet des mécanismes relatifs au dépôt des particules varie selon la taille des particules (d'après Hicks, 1983).

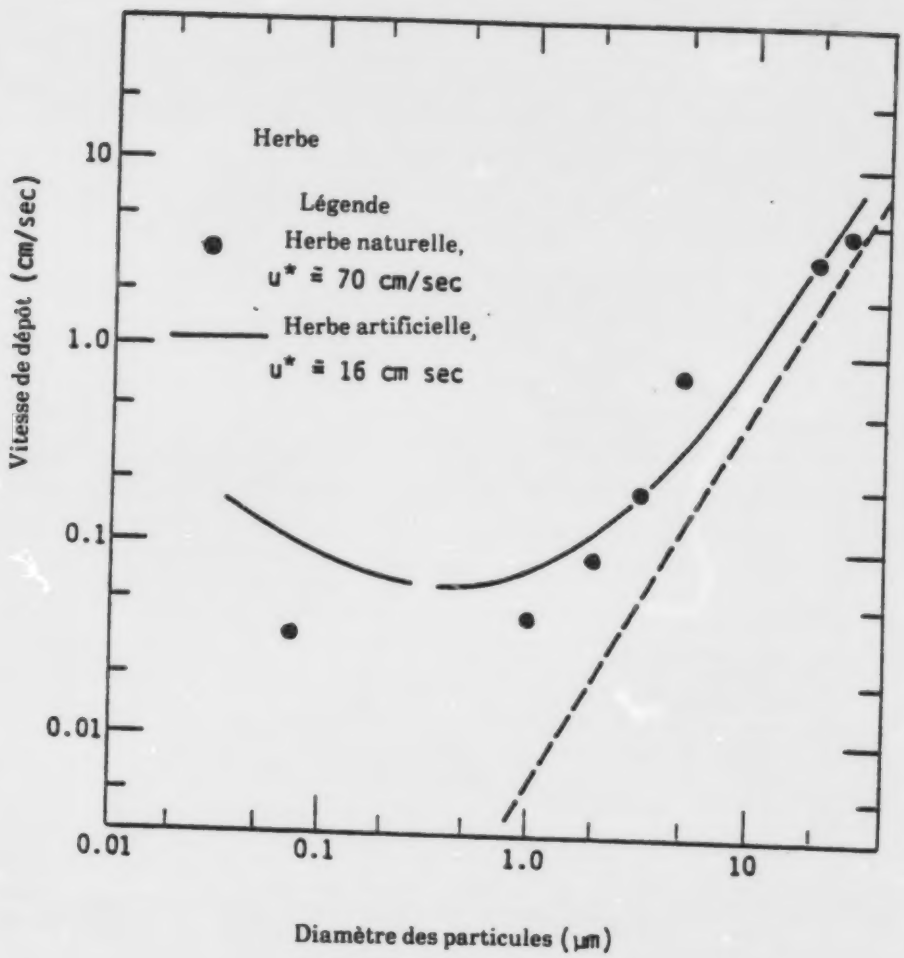
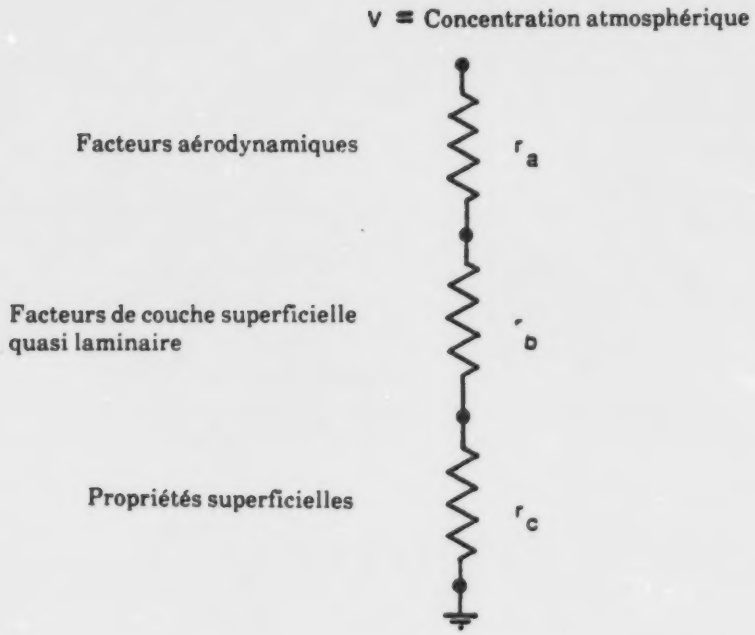


Figure 5. Résultats d'études en soufflerie sur le dépôt des particules sur les herbages, tirés de l'étude de Hicks (1983). La ligne en pointillé représente le taux de dépôt calculé dû à la décantation gravitationnelle.

Analogie de résistance pour le dépôt sec



$$\text{Vitesse de dépôt} = \frac{V}{r_a + r_b + r_c}$$

Figure 6. Modèle de résistance simple ou trajectoire de dépôt sec depuis l'atmosphère jusqu'à la surface de la terre. Le terme aérodynamique, r_a, dépend des turbulences et de la stabilité. Le terme r_b est fonction des propriétés élémentaires des substances déposées - diffusivité moléculaire pour les gaz ou pour les particules, impaction, interception et diffusivité brownienne. Ce modèle est fortement affecté par la rugosité de la surface. Le terme r_c représente la résistance résiduelle nécessaire pour quantifier les dépôts globaux et englobe les effets spécifiques des propriétés de la surface comme l'ouverture des stomates et la réactivité chimique.

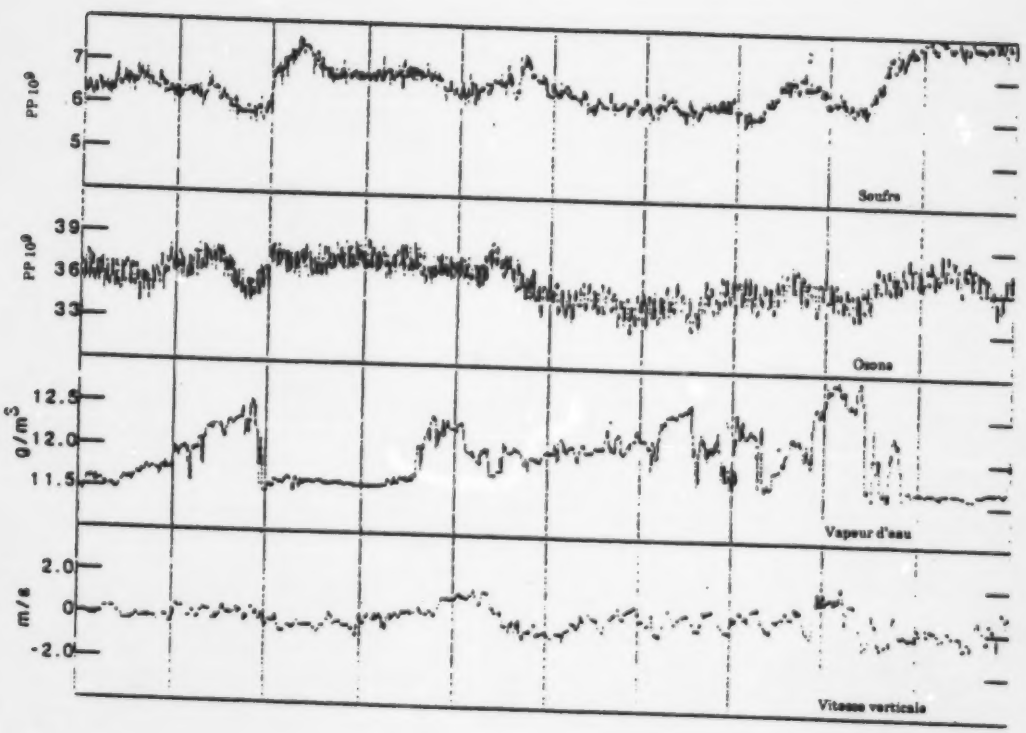


Figure 7. Paramètres atmosphériques mesurés à 4,5 m à 12 h 06 et 12 h 07, heure du Centre, le 25 juin 1982, au cours d'une étude intercomparative sur les dépôts secs à Champaign (Ill.).

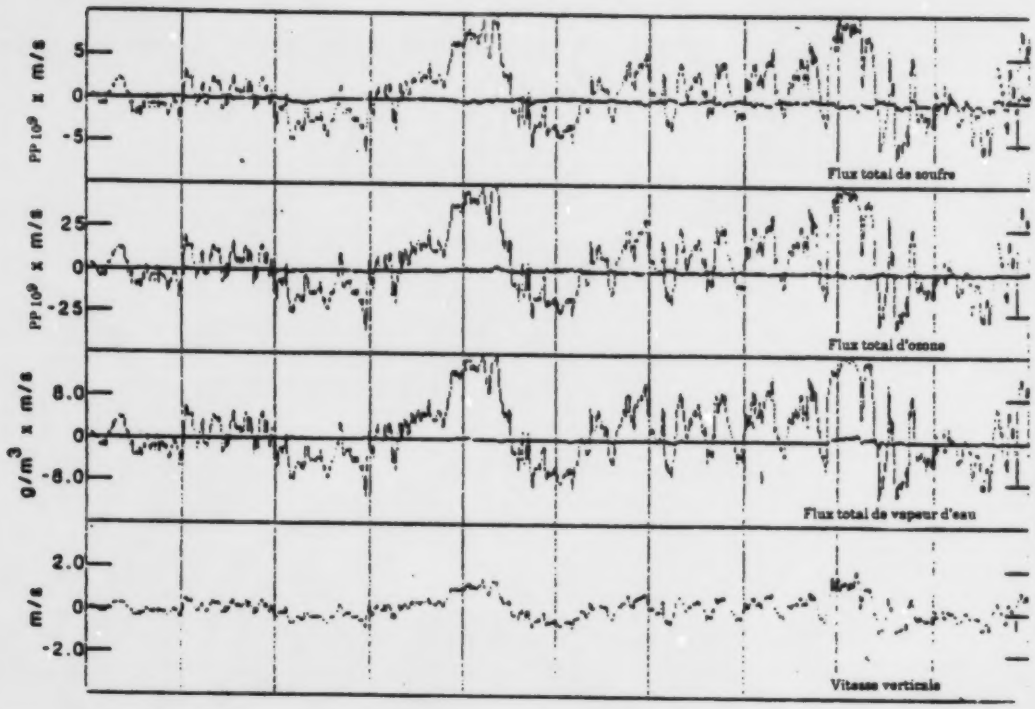


Figure 8. Flux atmosphériques et vitesse verticale à 4,5 m à 12 h 06 et 12 h 07, heure du Centre, le 25 juin 1982, durant l'étude intercomparative sur les dépôts secs à Champaign (Ill.). On peut voir à la fois les flux totaux et les flux turbulents.

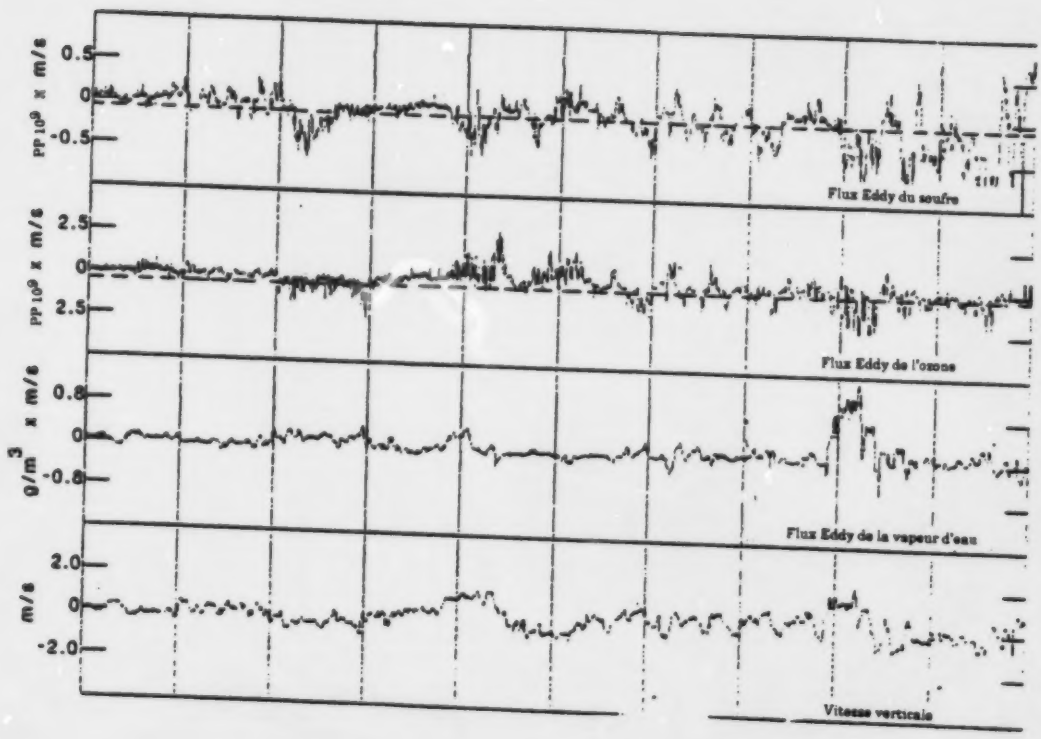


Figure 9. Flux turbulents atmosphériques et vitesse verticale à 4,5 m à 12 h 06 et 12 h 07, heure du Centre, le 25 juin 1982, durant l'étude intercomparative sur les dépôts secs à Champaign (Ill.). À titre de référence, le flux constant équivalent de $V_d = 1{,}0$ cm s^{-1} est indiqué par des lignes interrompues.

Analogie de résistance pour un système plante-sol

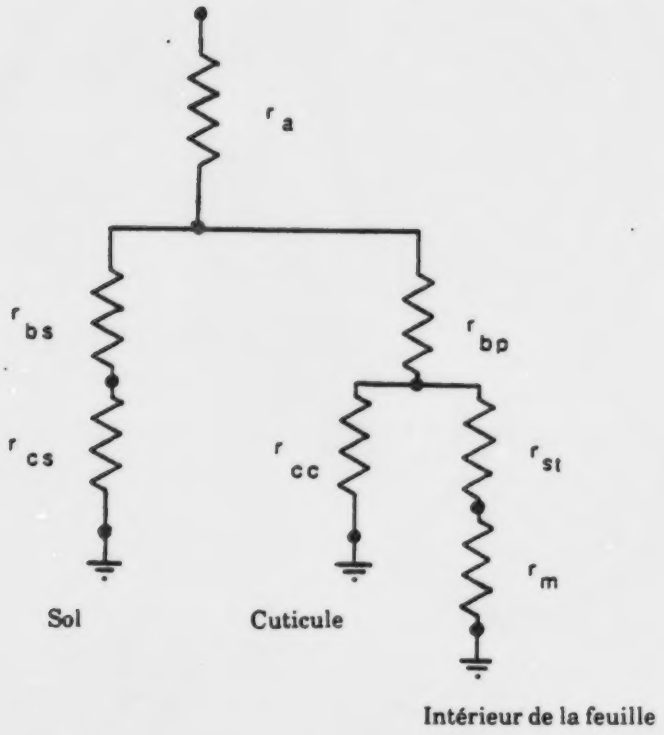


Figure 10. Modèle de résistance plus complexe, quoique éminemment simplifié, des dépôts révélant des trajectoires distinctes des dépôts au sol et sur un couvert végétal. Pour le couvert végétal, des puits distincts sont indiqués pour la surface cuticulaire et la surface intérieure de la feuille, comme l'exigerait la prise gazeuse. Le transfert vers l'intérieur de la feuille est régi par la résistance stomatique, r_{st}, et l'on a constaté qu'une résistance "mésophyle" résiduelle, r_m, était pratiquement nulle pour le transfert de O_3 et de SO_2, mais pas toujours pour celui de CO_2.

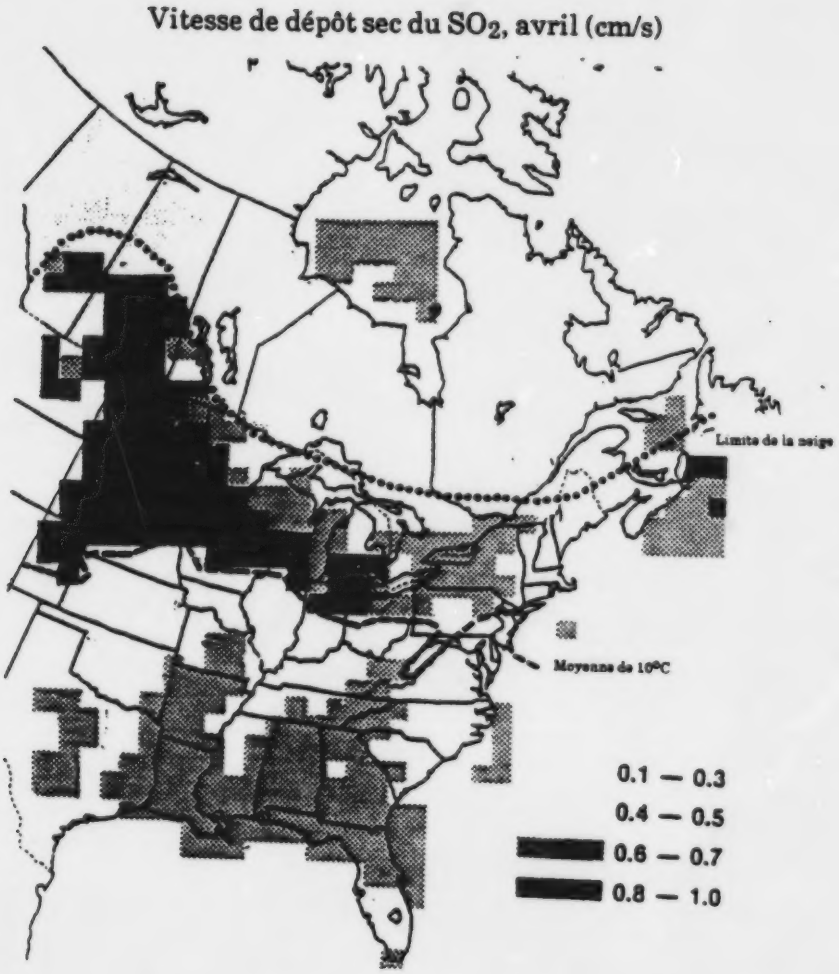


Figure 11. Champ de vitesse calculé des dépôts secs de SO_2 d'après les paramètres météorologiques moyens climatologiques du mois d'avril et d'après les catégories d'occupation du sol (Masse et Voldner, 1983).

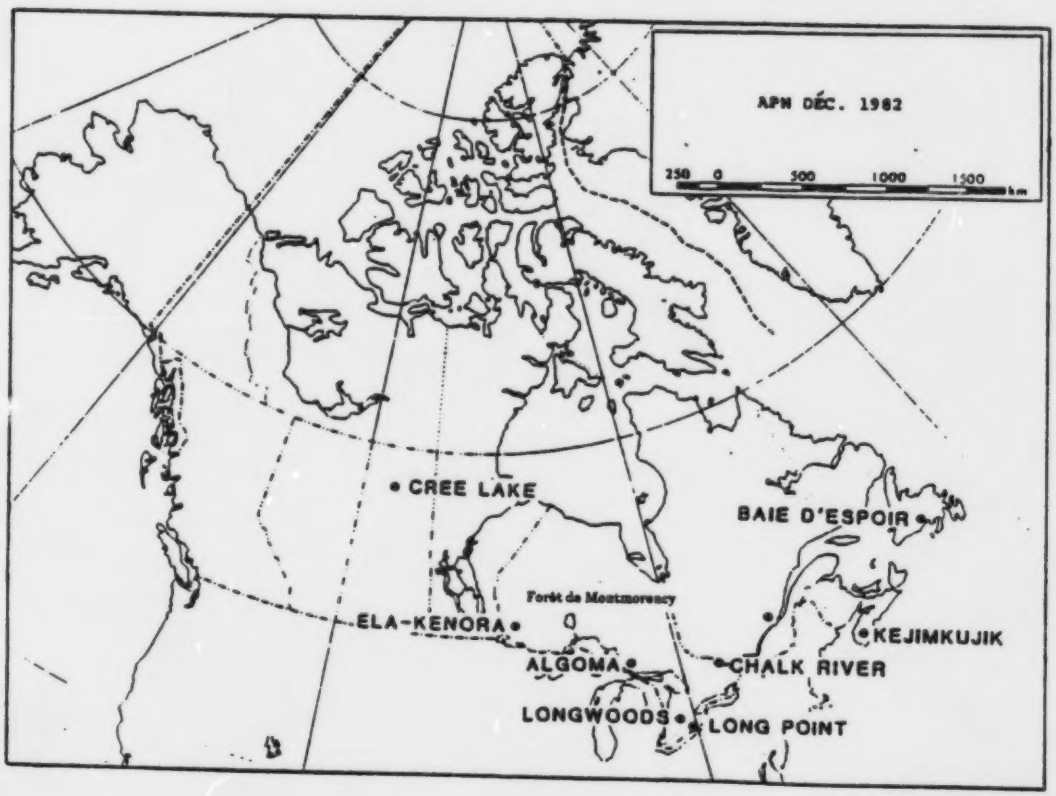


Figure 12. Stations du RSPA canadien (Barrie *et al.*, 1982).

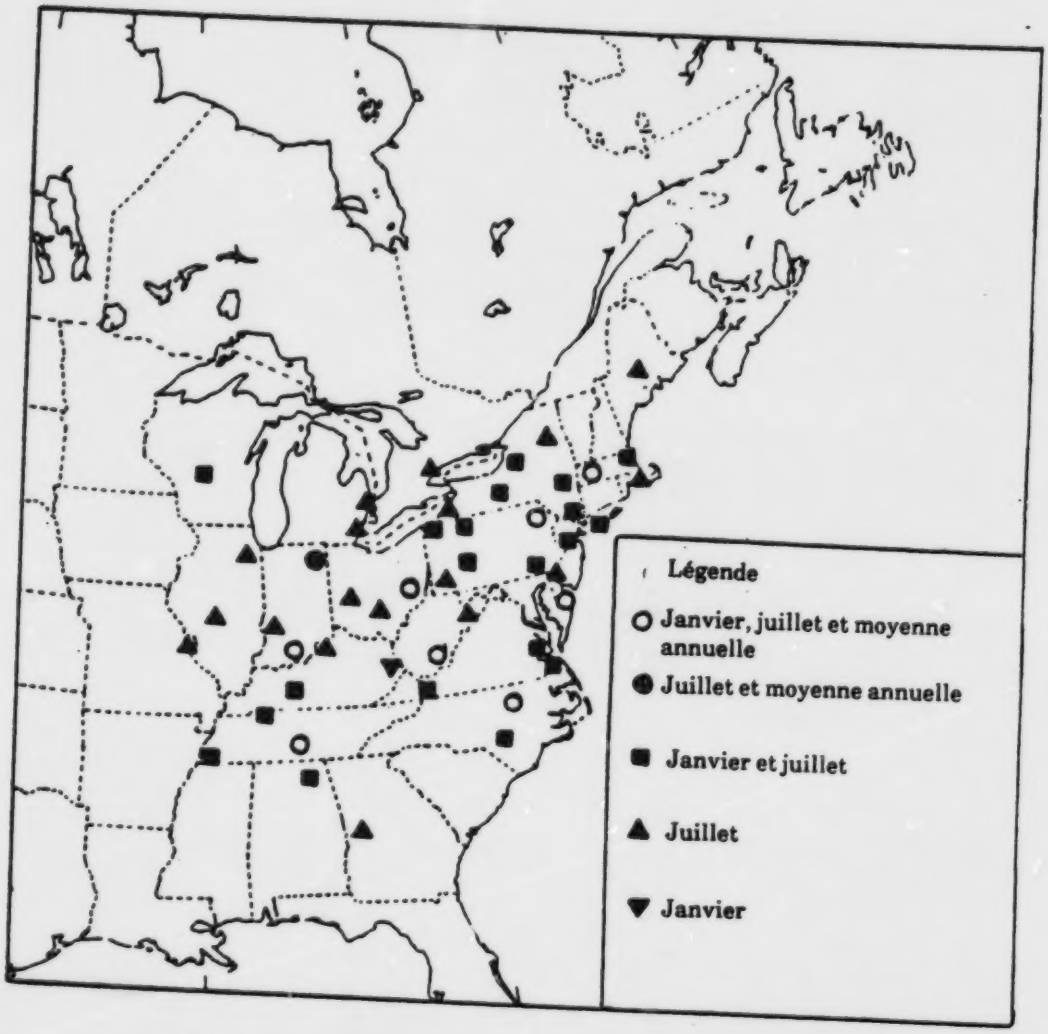


Figure 13. Stations du projet SURE de l'EPRI en 1978. La légende indique les données acceptables recueillies pour janvier, juillet ainsi que les périodes de vérification annuelles du MDI. Durant le projet SURE, des stations de classe I et de classe II ont été exploitées, les premières de manière continue qui ont fourni les données annuelles de cette figure, les dernières uniquement durant certaines périodes intensives (du 10 janvier au 10 février, au mois d'avril, au mois de juillet et au mois d'octobre 1978) (Rapport 2F-M du MDI).

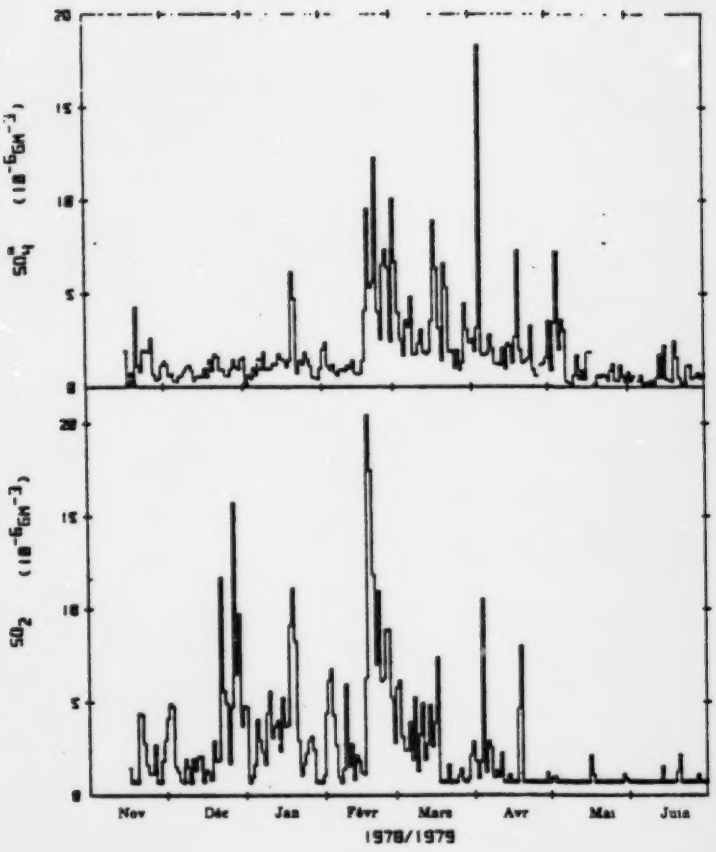


Figure 14. Concentrations quotidiennes de sulfates et de SO_2 dans l'air mesurées à la station du RSPA de la région des lacs expérimentaux de Kenora pour la période novembre 1978 à juin 1979 (Whelpdale et Barrie, 1982).

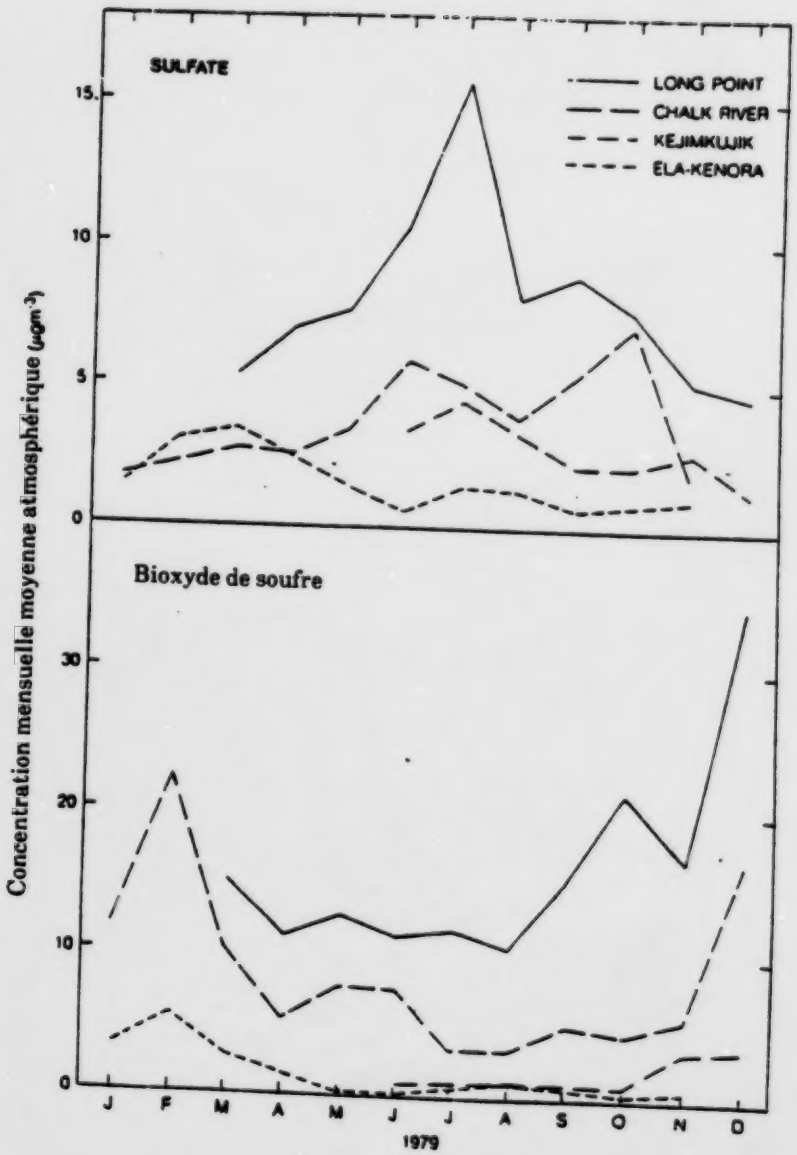


Figure 15. Variations temporelles des concentrations moyennes mensuelles de sulfates atmosphériques et d'anhydride sulfureux aux stations du RSPA en 1979 (Barrie, 1982).

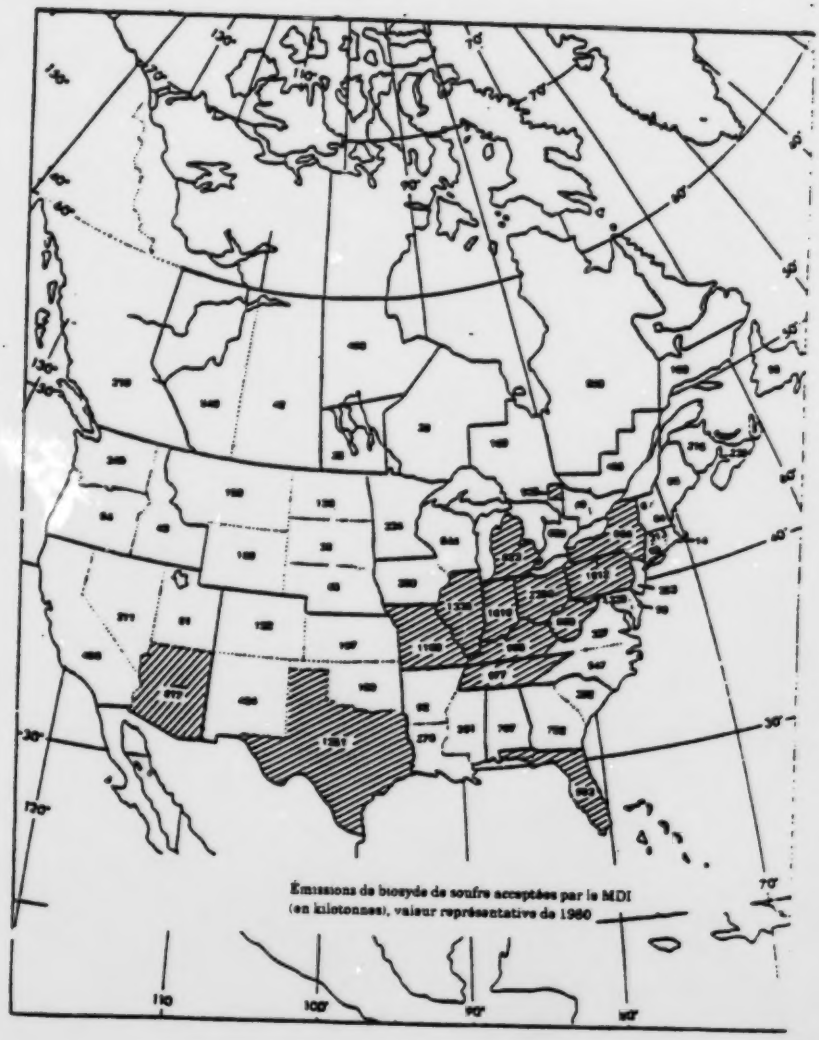


Figure 16. Inventaire des émissions d'anhydride sulfureux en 1980 tiré du rapport 2F-I du MDI.

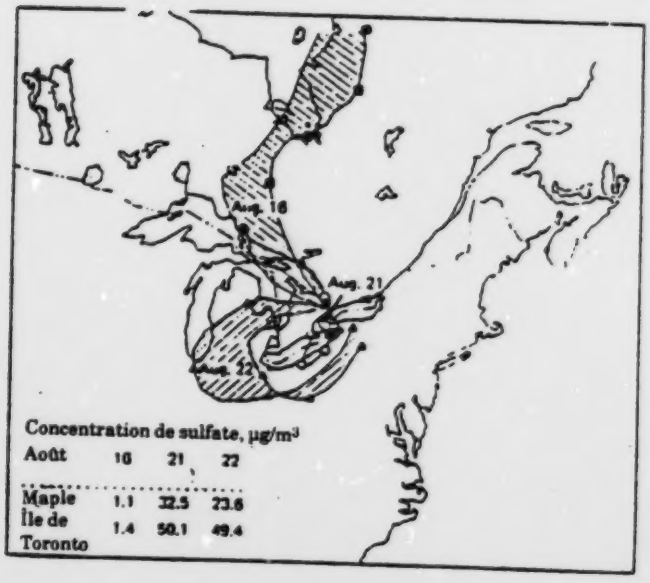


Figure 17. Trajectoires de retour sur quatre jours aboutissant à Toronto à 19 h HAE aux dates indiquées. Les symboles pleins et ouverts représentent respectivement des trajectoires de 85 kPa et de 100 kPa (Anlauf *et al.*, 1980).

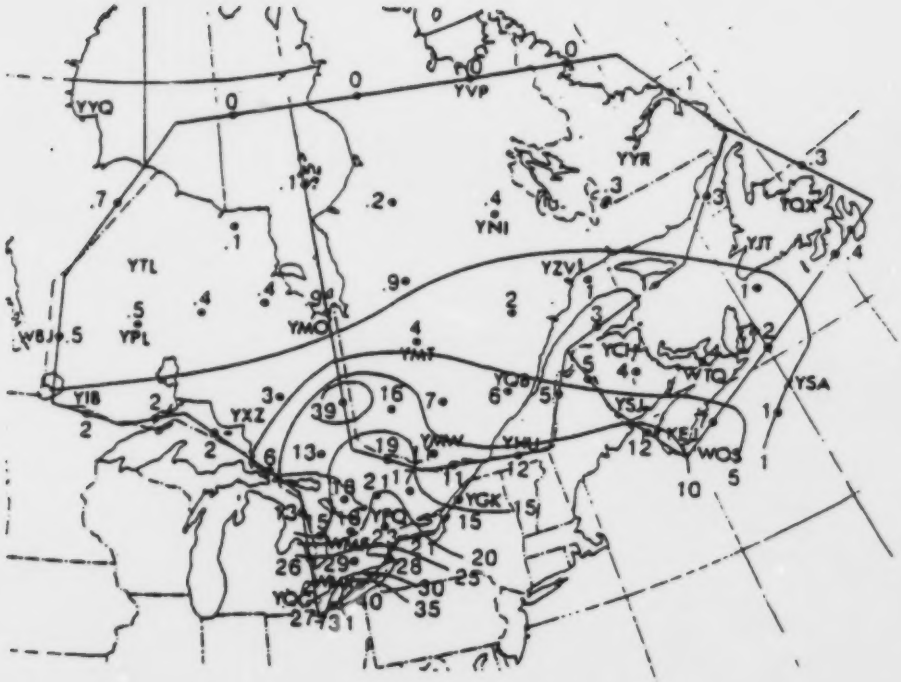


Figure 18. Concentration annuelle moyenne de SO_2 calculée pour 1978 ($\mu g\ m^{-3}$) basée sur l'inventaire complet des émissions en Amérique du Nord (Olson *et al.*, 1982). Les concentrations sont peut-être plus élevées que les valeurs réelles étant donné que les émissions ont sans doute été surestimées dans l'inventaire existant (Olson, 1983-communication personnelle).

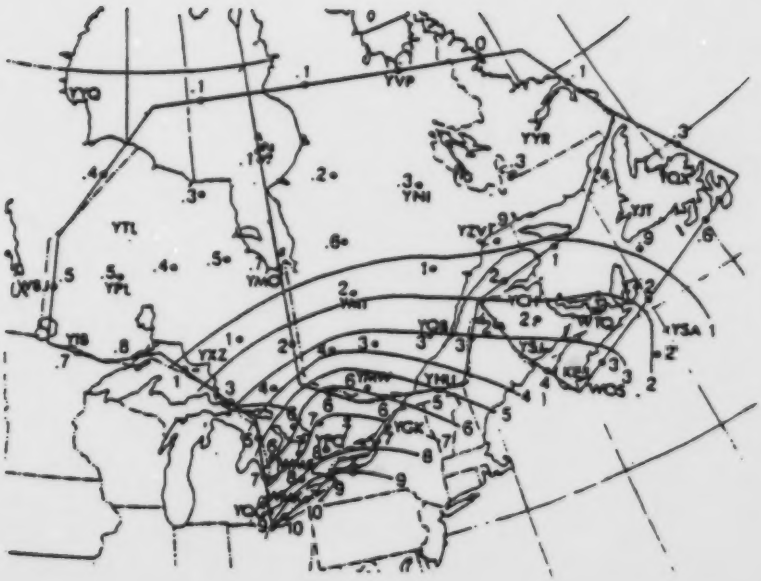


Figure 19. Concentrations annuelles moyennes de SO_4 calculées pour 1978 d'après l'inventaire complet des émissions en Amérique du Nord (Olson *et al.*, 1982).

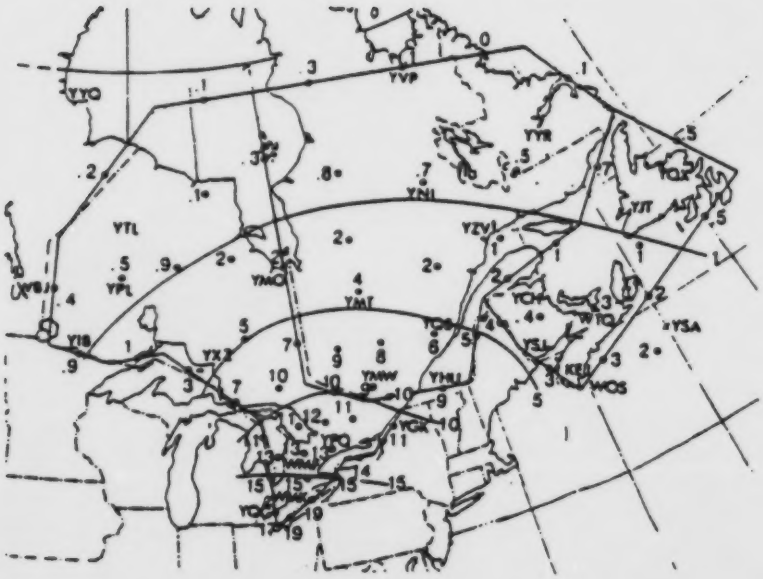


Figure 20. Dépôt humide annuel de S calculé pour 1978 en kg S/ha basé sur l'inventaire complet des émissions en Amérique du Nord (Olson *et al.*, 1982).

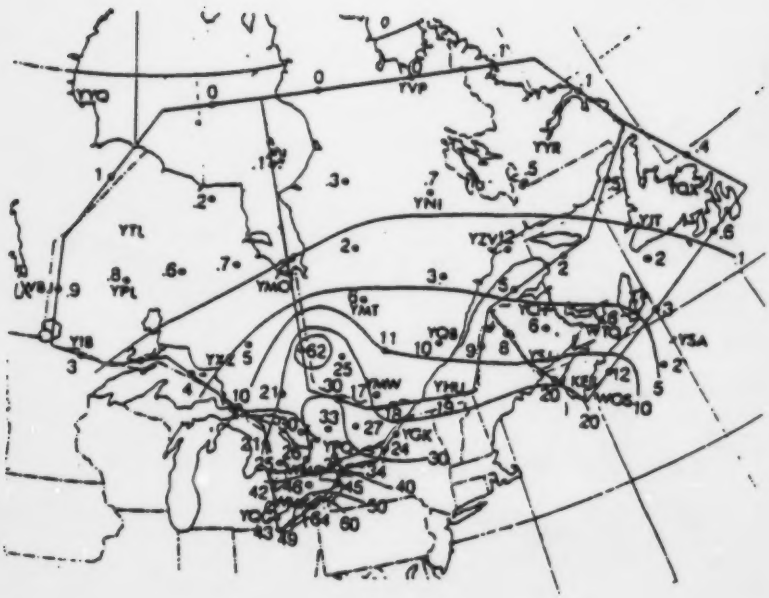


Figure 21. Dépôt sec annuel de S calculé pour 1978 en kg S/ha^{-1} basé sur l'inventaire complet des émissions en Amérique du Nord (Olson *et al.*, 1982).

Figure 22. Concentration annuelle moyenne d'anhydride sulfureux (µg/m-3) pour 1981 sur l'Europe de l'ouest (données préliminaires du programme EMEP).

Figure 23. Concentrations annuelles moyennes de sulfates ($\mu g/m^{-3}$) pour 1981 sur l'Europe de l'ouest (données préliminaires du programme EMEP).

Séance technique II
Effets des pluies acides sur la végétation forestière

Effets des pluies acides sur la morphologie et les aspects non dendrométriques de la croissance de la végétation forestière

Kevin Percy
Environnement Canada
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières des Maritimes
Fredericton, Nouveau-Brunswick

Introduction

Une grande partie des précipitations reçues dans l'est de l'Amérique du Nord est acide (pH $\leq$ 5,6). On a estimé que les pluies acides affectent présentement 800 000 ha de forêt aux États-Unis (Jacobsen 1980) et au Canada, environ 6 000 000 ha de forêt dans la province de Québec seulement. Même si les concentrations d'ions minéraux dans la pluie sont relativement diluées, le pH annuel moyen pondéré de la pluie dans l'est du Canada et le nord- est des États-Unis se situe entre 4,00-4,50 (Bangay et Riordan 1983). Le secteur forestier est tout particulièrement préoccupé par le fait que les pluies les plus acides se produisent durant la saison active de croissance des essences forestières des régions tempérées nordiques. L'on peut avoir une idée de l'impact économique possible qu'aurait une réduction de la croissance de la forêt causée par les pluies acides par le fait que, en 1981 seulement, la valeur totale des ventes de produits forestiers en Ontario, au Québec et dans les provinces de l'Atlantique, régions du pays qui reçoivent les pluies acides, a dépassé 13 milliards de dollars.

Parmi les polluants qui affectent la végétation forestière sous forme de dépôts humides ou de dépôts secs, ce sont les pluies acides qui ont le plus retenu l'attention dernièrement. Toutefois, d'autres polluants atmosphériques qui traversent actuellement les frontières nationales et internationales sont aussi susceptibles de causer des dommages. Parmi ceux-ci, il y a les oxydes de soufre (principalement le SO_2), les oxydes d'azote (principalement le NO_2), les oxydants (O_3), les polluants particulaires et les métaux lourds. Ces polluants peuvent se retrouver seuls ou, plus souvent, combinés, dans de vastes étendues de forêt. Les dommages à la végétation forestière se produisent surtout par contact direct avec les structures végétatives et reproductrices des plantes ou indirectement par un effet initial sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols. L'objet du présent document est de passer en revue l'état actuel des connaissances des effets directs des pluies acides sur les caractéristiques morphologiques et la croissance des arbres forestiers.

Principaux polluants

Anhydride sulfureux

L'anhydride sulfureux (SO_2) est un polluant primaire qui est émis en contentrations phytotoxiques d'une grande variété de sources anthropogènes comme les centrales thermo- électriques et les fonderies de métaux non ferreux. C'est le polluant qui a retenu le plus l'attention depuis les cinquante dernières années et de nombreuses revues traitant de ses effets sur la végétation ont été publiées (Linzon 1978; Mudd 1975; Rennie et Halstead 1977; Treshow 1970). Des études additionnelles à long terme comme celles qui ont été effectuées autour de Sudbury (Linzon 1978) en ont exposé les effets chroniques sur la croissance des forêts lorsque la concentration de SO_2 atteint une moyenne d'environ 43 $\mu g\ SO_2 m^{-2}$. Des dommages foliaires aigus ont été provoqués dans des conditions expérimentales à des concentrations de 770 $\mu g\ SO_2 m^{-2}$ pendant deux heures (Berry 1971; Evans et Miller 1975; Houston 197; Karnosky 1976; Smith et Davis 1977, 1978). Certaines études ont fait état de dommages foliaires cachés ou latents à de faibles concentrations, mais les modifications anatomiques ou physiologiques ne s'accompagnaient habituellement pas d'une perte de croissance (Eckert et Houston 1980; Keller 1977; Percy et Riding 1981).

On estime que la concentration annuelle moyenne d'anhydride sulfureux dans le nord-est des États-Unis se situe à 16 $\mu g\ m^{-3}$ (Shinn et Lynn 1977). Dans l'est du Canada, les concentrations mensuelles moyennes variaient de 5 à 10 $\mu g\ m^{-3}$ en 1980-81 (Barrie et al. 1982). L'anhydride sulfureux seul ne peut donc être considéré comme un agent phytotoxique important à une vaste échelle régionale. Toutefois, son rôle d'interaction avec d'autres polluants comme les dépôts acides dans les dommages directs à la végétation est encore à préciser.

Ozone

Les oxydants photochimiques sont les polluants atmosphériques les plus répandus, causant des dommages directs à la végétation forestière. L'ozone (O_3) est l'oxydant qui a suscité le plus d'inquiétude car il a un potentiel phytotoxique élevé et se manifeste à des distances considérables sous le vent des grands centres urbains. Plusieurs excellentes revues ont été publiées sur les effets directs de l'ozone sur la végétation forestière (Heath 1976; Skelly 1980) et de nombreuses essences forestières indigènes parmi les plus importantes sont jugées sensibles (Davis et Wilhour 1976). Des concentrations ne dépassant pas 196 $\mu g\ m^{-3}$ de O_3 pendant six heures par jour ont provoqué des réductions de croissance chez les espèces sensibles (Wilhour et Neely 1977).

Dans au moins deux régions forestières du sud-ouest et du nord-est des États-Unis, des concentrations d'ozone dont la moyenne mensuelle va de 78 à 127 $\mu g\ m^{-3}$ ont causé des dommages directs aux espèces sensibles et une réduction de la productivité des semis cultivés en chambres découvertes et alimentés avec de l'air ambiant (Skelly 1980). Dans ces régions ainsi que dans le sud de l'Ontario, des concentrations élevées d'ozone se manifestent de façon épisodique et les données recueillies à des stations de surveillance rurales le long de la frontière américaine entre 1976 et 1981 (Bangay et Riordan 1983) indiquent de fréquentes manifestations de concentrations d'ozone élevées, en puissance phytotoxiques, durant la saison de croissance. L'on devrait donc tenir compte de l'ozone dans une évaluation à l'échelle régionale des effets directs des polluants atmosphériques sur la végétation forestière, particulièrement dans le sud de l'Ontario et dans une grande partie du nord-est des États-Unis.

Polluants combinés

Les polluants atmosphériques se rencontrent rarement seuls sur le terrain, mais le plus souvent en combinaison. Par exemple, des concentrations mesurables d'anhydride sulfureux et de faibles concentrations d'ozone se présentent concurremment avec des manifestations de pluies acides dans la plus grande partie de la zone touchée par les polluants atmosphériques transportés sur de grandes distances. Les interactions entre ces polluants pourraient donner lieu à un accroissement ou à une réduction des dommages directs à la végétation forestière par rapport à ce que l'on pourrait attendre d'une exposition à un seul polluant. Nous avons les résultats de certaines recherches sur les effets de l'anhydride sulfureux et de l'ozone combinés sur la croissance de arbres forestiers (Jensen 1981; Yang et al. 1982). Les effets d'interaction ont généralement été variables et dépendants d'une gamme de facteurs environnementaux et de doses de polluant. Il n'existe toutefois pas d'études sur les effets interactifs des polluants gazeux et de la pluie acide sur la végétation forestière même si quelques études de ce genre ont été effectuées sur des cultures agricole (Irving et Miller 1981).

Il sera nécessaire de procéder à d'autres travaux de recherche sur les effets des polluants sur la végétation forestière. D'autres polluants atmosphériques comme les oxydes d'azote et les polluants particulaires, même s'ils présentent un intérêt au plan local, n'ont actuellement pas une grande importance à l'échelle régionale et ils ne seront pas pris en considération ici. L'on se préoccupe également de plus en plus de l'accumulation à long terme des métaux lourds dans les écosystèmes forestiers du nord-est (Johnson et al. 1982; Lindberg et Harriss 1981). Toutefois, les effets possibles de ces métaux sur la végétation forestière sont susceptibles de se manifester indirectement, par une altération de la chimie ou des conditions biologiques des sols.

Dépôts acides

Effets possibles et facteurs en cause

Les effets généraux des pluies acides sur la végétation ont récemment été passés en revue par plusieurs auteurs (Evans 1982; Jacobsen 1980) et les effets particuliers sur les arbres forestiers ont été exposés dans le rapport de la phase III du Mémorandum déclaratif d'intention (MOI) (Bangay et Riordan 1983) ainsi que dans un rapport du *National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvment* (NCASI 1983). Pour le moment, nous pouvons conclure qu'il n'y a pas de preuves de dommages directs causés par la pluie acide seule aux arbres forestiers sur le terrain, que ce soit dans les conditions ambiantes ou dans des conditions artificielles. Toutefois, à la suite d'études en laboratoire avec de la pluie simulée appliquée à des plantes au stade de semis, les preuves expérimentales s'accumulent à l'effet qu'il pourrait effectivement y avoir de nombreux effets directs possibles sur les espèces sensibles ou inversement, aux stades vulnérables du cycle biologique d'espèces moins sensibles.

La liste des effets théoriques directs des précipitations acides sur la végétation a d'abord été établie par Tamm et Cowling (1977). Ces effets incluaient les dommages aux structures protectrices de la surface des feuilles, comme les cires superficielles ou épicuticulaires et la cuticule sous-jacente; une interférence avec le fonctionnement normal des cellules de garde qui règlent les échanges gazeux entre les feuilles de la plante et l'atmosphère; un empoisonnement des cellules végétales, comme les cellules épidermiques, à la suite de la diffusion de substances acides par les stomates ou la cuticule pour produire des décolorations chlorotiques ou nécrotiques des feuilles ou des branches; la perturbation du métabolisme cellulaire normal ou des processus de croissance sans qu'il n'y ait nécrose ou mort de la cellule, résultant en un développement anormal ou en un vieillissement prématuré des parties de la plante; la modification des processus d'exsudation radiculo-foliaire conduisant à des changements dans les populations de micro-organismes à la surface des feuilles et des racines; l'interférence avec les processus de reproduction et enfin l'interaction synergétique avec d'autres facteurs de stress environnementaux. La plupart de ces effets théoriques ont subséquemment été documentés par des recherches en laboratoire.

De nombreux facteurs biotiques et abiotiques sont reconnus pour avoir une interaction qui détermine la direction et le degré de la réaction d'une plante aux effets directs des pluies acides. Ces facteurs pourraient être parmi les suivants: sensibilité spécifique (il a été démontré que la variation entre les espèces (Percy 1983) et la variation entre des clones d'une espèce unique (Evans et al. 1978) pouvaient être importantes et chez les conifères et chez les feuillus); le stade de développement de la plante (il a été démontré que des semis jeunes étaient plus sensibles que des semis plus vieux (Wood et Bormann 1974); l'âge physiologique du feuillage récepteur (des différences dans la susceptibilité selon l'âge du feuillage ont été observées chez plusieurs espèces agricoles et forestières (Evans et al. 1977; Evans et al. 1978; Evans et Curry 1979)); le moment de l'année où se manifestent les pluies acides et enfin la vigueur de la plante au moment du traitement. Tous les autres facteurs qui peuvent influer sur la réaction des plantes interagissent pour déterminer la variable dose dans l'équation dose-réaction. Parmi ces facteurs il pourrait y avoir l'acidité ou le pH de la précipitation; la composition chimique de la précipitation; l'intensité de la précipitation et la fréquence des précipitations.

Méthodes expérimentales

Les méthodes expérimentales utilisées pour étudier les effets directs des précipitations acides sur la morphologie et la croissance des arbres forestiers sont énumérées au tableau 1. Divers systèmes d'exposition ont été utilisés; les chambres de simulation de précipitations sont les plus courantes. La plupart des laboratoires ont utilisé de quatre à six pH différents, allant d'une pluie témoin à un pH de 5,6 ou 5,7 jusqu'à un pH de 2,4 à 2,6 dans le cas des pluies les plus acidifiées. Comme on peut le constater, une gamme étendue d'intensités et de fréquences d'application a été utilisée. Toutes les

techniques ont été des modifications de deux méthodes originales mises au point au *Oak Ridge National Laboratory* (Shriner et al. 1977) et dans le cadre du SNSF Project (Abrahamsen et al. 1975) en Norvège pendant la première moitié des années 1970. La première méthode permet de mener des expériences en serre ou sur le terrain à l'aide de chambres de simulation de précipitations portatives. Les chambres de simulation de précipitations à environnement contrôleé (Percy 1983), un autre perfectionnement, permettaient de reproduire à longueur d'année la température, l'humidité et la photopériode dans un milieu expérimental contrôlé. La pluie est appliquée à l'aide d'ajustages conçus spécialement pour produire diverses intensités de pluie ainsi que des gouttes de pluie d'un diamètre donné (Evans et al. 1977; Percy 1983). Les solutions de pluie simulée représentent les pluies ambiantes et contiennent les ions minéraux majeurs et mineurs en concentrations réalistes. Les solutions sont acidifiées à l'aide d'acide sulfurique et d'acide nitrique de manière à conserver un rapport sulfate/nitrate le plus près possible des conditions ambiantes, même si ce ne fut pas toujours le cas dans les premières expériences.

La seconde méthode se fonde sur l'irrigation par aspersion de semis implantés, dans des conditions naturelles. Cette méthode permet un traitement plus naturel car les semis sont cultivés dans des conditions réelles et peuvent recevoir la pluie ambiante seulement, la pluie ambiante additionnée de pluie simulée ou la pluie simulée seulement. Une méthode a aussi été utilisée récemment dans le cas de cultures agricoles: sur le terrain, des parcelles ont été exposées à la pluie ambiante en même temps que d'autres parcelles, recouvertes, ont été exposées à de la pluie simulée.

Il faut toutefois noter qu'il n'existe pas de technique unique qui soit adaptable à tous les plans d'expérience et que chacune présente des avantages et des limites. Les données doivent donc être évaluées en fonction de la méthode utilisée.

Effets sur la morphologie

Dommages macroscopiques

Le feuillage est le premier point de contact de l'arbre avec les précipitations acides. En laboratoire, on a démontré que la pluie acide simulée provoquait des lésions nécrotiques du feuillage de nombreuses espèces de conifères et de feuillus et que le seuil d'apparition de dommages foliaires macroscopiques visibles se situe habituellement entre un pH de 2,5 et 3,0 (tableau 2).

D'après les expériences énumérées ici, plusieurs facteurs qui influencent la réaction des plantes à la pluie simulée sont de toute première importance. L'âge des tissus semble être un facteur déterminant dans la sensibilité des végétaux. Les feuilles qui sont en croissance ou qui l'ont été récemment semblent être plus sensibles et les feuilles ayant atteint leur plein développement sont jugées plus résistantes (Evans et al. 1978; Evans et Curry 1979). Par exemple, on a démontré que des semis de bouleaux de 14 jours étaient beaucoup plus sensibles que des semis de six semaines (Wood et Bormann 1974). La superficie de la feuille exposée semble aussi être importante. On a démontré qu'il existait une relation linéaire entre les dommages mesurés et la concentration d'ions hydrogène de la pluie (Evans 1982). Chez les conifères, les dommages prennent habituellement la forme de lésions individuelles, comme celles qui ont été observées sur des cotylédons et des aiguilles primaires d'épinettes (*Picea* sp.) et de pins (*Pinus* sp.) (Percy 1983). À mesure que les dommages progressent avec les averses successives, la nécrose et la déformation des tissus résultant de dommages cellulaires internes augmentent et des surfaces relativement grandes s'affaissent. Il peut également se produire une nécrose des sommités, qui provoquera un arrêt de l'élongation des cotylédons ou des aiguilles primaires. Il faut plusieurs averses consécutives pour produire de tels dommages et il y a peu de preuves que des dommages foliaires puissent résulter de manifestations isolées des pluies acides (Evans et Curry 1979; Percy 1983).

Tableau 1. Techniques utilisées pour étudier les effets directs des précipitations acides simulées sur la morphologie et la croissance des arbres forestiers

Laboratoire	Vegetation utilisée	Système d'exposition	Application de pluie acide simulée		
			Game de pH	Intensité	Fréquence
SNSF-Project (Abrahamsen et al. 1975)	3 conifères 1 feuillu	Pulvérisation - irrigation sur le terrain	6,0-2,0	0,25,50 mm manifestation	une fois/mois 5 mois/année
Yale University (Wood et Bormann 1977)	1 conifère	Chambre de simulation de précipitations	5,6-2,0	7 mm/h	1 manifestation de 6 heures/semaine
Oak Ridge National Laboratory (Shriner 1976)	1 feuillu	Chambres de simulation de précipitations en laboratoire ou sur le terrain	6,0-2,3	30 mm/h	6 ou 3 manifestations/ semaine
Brookhaven National Laboratory (Evans et al. 1977; Evans et Curry 1979)	2 conifères	Chambre de simulation de précipitations	5,7-2,3	7,2 mm/h	1 manifestation de 6 ou 20 minutes/jour
EPA - Corvallis (Lee et Weber 1979)	3 conifères 8 feuillus	Chambre de simulation de précipitations	5,6-2,5	2,5 mm/h	3 manifestations de 3 heures/semaine
University of Georgia (Haines et al. 1980)	1 conifère 6 feuillus	Application de gouttelettes individuelles	2,5-0,5	0,013 ou 0,01 mL gouttelettes	application unique
State University of New York (Raynal et al. 1982a,b)	2 conifères 3 feuillus 1 feuillu	Germoir Chambre de simulation de précipitations	5,6-3,0 5,3-2,4	100 mL/irrigation 3nv. 50 mm/h	3 irrigations/semaine 1 manifestation de 20-30 minutes/semaine
Centre de recherches forestières des Maritimes (Percy 1983)	4 conifères	Chambre de simulation de précipitations à environnement contrôlé	5,6-2,6	5 mm/h	2 manifestations de 1 heure/jour

Tableau 2. pH maximum de la précipitation acide simulée provoquant des dommages foliaires macroscopiques directs à la végétation forestière

Espèce	pH	Effet	Référence
Érable à sucre	3,0	Taches nécrotiques	Wood et Bormann (1974)
Pin sylvestre Bouleau blanc	2,0-2,5	Lésions foliaires	Abrahamsen et al. (1976)
Pin sylvestre Pin blanc	2,7	Nécrose en chandelle Nécrose des aiguilles	Wood et Pennypacker (1976)
Pin blanc	2,3	Segments nécrotiques	Wood et Bormann (1977)
Peuplier hybride (6 clones)	2,7-3,4	Lésions sur plus de 10 % de la superficie foliaire	Evans et al. (1978)
Chêne des marais	2,5	Lésions sur moins de 1 % de la superficie foliaire	Evans et Curry (1979)
Pin blanc 6 feuillus	1,5	Taches nécrotiques	Haines et al. (1980)
Épinette de Norvège (2 clones)	2,5	Aspect jaunâtre	Ogner et Tiegen (1980)
Érable à sucre	2,4	Lésions foliaires, distorsion marginale des pointes	Raynal et al. (1982b)
Épinette rouge Épinette blanche Pin rouge Pin gris	2,6	Lésions, nécrose des pointes	Percy (1983)

Il est de plus en plus démontré que la perméabilité de la surface des feuilles à l'eau peut être l'un des facteurs essentiels déterminant la réaction des plantes aux pluies acides. La perméabilité à l'eau est fonction de la morphologie et de l'orientation des feuilles ainsi que des caractéristiques physiques et chimiques des cires superficielles (Martin et Juniper 1970). La quantité de cire superficielle présente sur une feuille ainsi que sa structure pourraient influencer la réaction de la plante étant donné que des parties précises de la cuticule laissent plus souvent pénétrer les composés phytotoxiques des précipitations acides simulées (Evans 1982). L'enlèvement des cires superficielles augmente la perméabilité de la surface foliaire à l'eau (Fogg 1948). Même si, à l'heure actuelle, nous possédons des preuves contradictoires d'une diminution de la quantité de cire à la surface des aiguilles à maturité (Horntvedt et al. 1980; Lang et al. 1978), il est déjà bien connu que les polluants atmosphériques gazeux modifient la structure des cires superficielles des conifères (Percy et Riding 1979; Cape 1983).

La densité et la morphologie de structures spécialisées comme les trichomes ou les poils glandulaires à la surface des feuilles peuvent également être importantes pour déterminer le degré initial de dommage foliaire, même si d'autres caractéristiques de la face ventrale des feuilles peuvent également jouer un rôle après des averses répétées (Evans et Curry 1979). Ces structures sont proéminentes chez de nombreuses espèces de feuillus et, avec d'autres caractéristiques comme la morphologie des cellules épidermiques, elles peuvent expliquer partiellement l'hypothèse d'une plus grande sensibilité des feuillus que des conifères (Evans et Curry 1979). Dans des expériences avec de la pluie acide simulée, les feuillus semblent être plus facilement endommagés que les conifères, mais les résultats de recherches sur ce dernier groupe sont moins abondants.

La principale voie de pénétration des solutions dans la feuille semble être la cuticule. L'on croit que la pénétration par les stomates est relativement peu importante (Evans 1982). L'épaisseur de la cuticule et sa composition chimique sont donc importantes pour le contrôle du taux de pénétration. Même si des pluies acides n'ont probablement pas d'effets directs sur la cuticule elle-même, des études effectuées sur des haricots indiquent que les caractéristiques de pénétration sélective des ions minéraux et l'interaction de l'acidité de la solution avec ses caractéristiques peuvent être essentielles pour déterminer la réaction d'une espèce donnée (Evans *et al.*, 1981).

Plusieurs auteurs ont proposé d'établir la sensibilité relative de la végétation d'après le degré de dommages macroscopiques (Evans et Curry 1979; Evans 1980). Du plus sensible au moins sensible, l'ordre est le suivant: dicotylédones herbacées, dicotylédones ligneuses, monocotylédones et conifères. Des recherches récentes effectuées au Centre de recherches forestières des Maritimes ont permis d'établir l'ordre suivant, d'après le degré d'inhibition de la germination: l'épinette rouge est l'espèce la plus sensible; viennent ensuite, dans l'ordre de sensibilité relative décroissante, le bouleau blanc, l'épinette noire, le sapin baumier, l'épinette blanche, le pin blanc, le pin gris et le pin rouge (Percy, donnée non publiée). L'ordre des diverses sensibilités est grandement influencé par le ou les paramètres d'après lesquels il a été établi ainsi que par d'autres facteurs évoqués précédemment et qui influencent la sensibilité de certains plants.

Dommages microscopiques

Peu de travaux ont été effectués sur les effets microscopiques ou cellulaires des pluies acides simulées sur les arbres forestiers. On a procédé à des études histologiques sur des peupliers hybrides (Evans et al. 1977) et des chênes des marais (Evans et Curry 1979) à Brookhaven. Chez six clones de peupliers hybrides, le pourcentage de la surface foliaire comportant des lésions et le pourcentage de feuilles endommagées s'accroissaient avec une diminution du pH de la pluie. Il y a toutefois eu des différences dans les effets au niveau cellulaire. Une prolifération et un grossissement anormaux des cellules ont été provoqués à divers degrés, selon la sensibilité intraspécifique, chez les six clones de l'expérience.

Les caractéristiques de la surface ventrale (supérieure) de la feuille et la morphologie des cellules épidermiques durant le développement foliaire sont deux caractéristiques anatomiques au sujet desquelles on a émis l'hypothèse qu'elles prédisposaient les feuilles à l'apparition de lésions, étant donné que les dommages causés par les pluies acides affectaient de préférence les poils foliaires près des trichomes et des tissus vasculaires, les cellules épidermiques n'étant atteintes qu'après de nombreuses averses (Evans et Curry 1979). À la lumière de ces travaux, il a été avancé que les réactions cellulaires du feuillage peuvent aider à réduire les dommages macroscopiques étant donné que le feuillage qui manifestait un grossissement et une prolifération cellulaires extrêmes avait généralement moins de lésions. D'autres travaux seront nécessaires pour mieux définir les processus en cause dans les dommages foliaires et l'importance relative du rôle des dommages cellulaires dans la réaction globale de croissance et la forme subséquente de la plante.

Effets sur la croissance

Même s'il existe plusieurs études sur les effets des pluies acides simulées sur la croissance et la productivité de cultures agricoles (Jacobsen 1980), peu d'études du même type portent sur les effets sur la végétation forestière. Toutefois, toutes s'accordent pour reconnaître que certains stades du cycle biologique des végétaux sont particulièrement vulnérables. Chez les espèces ligneuses, la germination de la graine, l'implantation des semis et le premier cycle de croissance sont parmi les plus vulnérables. La plus grande partie des recherches s'est donc concentrée sur les effets observés à ces stades.

L'effet des pluies acides simulées sur la germination des graines et l'émergence des semis d'arbres forestiers est résumé au tableau 3. Des travaux effectués en Norvège (Abrahamsen et al. 1975) ont permis de déterminer, par des additions acides à un sol minéral, un pH optimum de 4,8 pour la germination, et de constater une inhibition marquée de la germination et de l'implantation à des pH supérieurs à 4,2. Seulement 20 pour 100 des graines se sont développées normalement à un pH de 3,8. Lee et Weber (1979) ont utilisé des chambres de simulation de précipitations pour appliquer des pluies avides à 4 pH différents à des graines de 11 espèces ligneuses. Ils ont observé des variations

Tableau 3. Effet des precipitations acides simulées sur la germination des graines d'arbres forestiers

Espèce	Réaction[a]			Référence
	Inhibition	Pas d'effet	Stimulation	
Épinette de Norvège	X			Abrahamsen et al. (1975)
Pin sylvestre	X			
Sapin de Douglas			X	Lee et Weber (1979)
Pin blanc			X	
Cèdre rouge de l'Est			X	
Cornouiller à grandes fleurs		X		
Sumac vinaigrier	X			
Aulne de l'Orégon		X		
Caryer ovale		X		
Bouleau jaune			X	
Érable à sucre		X		
Hêtre à grandes feuilles		X		
Tulipier de Virginie		X		
Érable à sucre			X	Raynal et al. (1982a)
Érable rouge	X			
Bouleau jaune	X			
Pruche		X		
Pin blanc de l'Est			X	
Épinette rouge	X			Percy (1983)
Épinette blanche	X			
Pin rouge		X		
Pin gris		X		

[a]Réaction mesurée à un ou plusieurs pH de pluie acidifiée.

considérables dans la direction et l'ampleur des réactions interspécifiques. L'émergence a été inhibée chez une espèce seulement, le sumac (*Rhus* sp.), à un pH de moins de 5,7, tandis qu'elle a été stimulée chez quatre espèces. Aucun effet n'a été décelé sur l'émergence des six autres. Dans une autre étude faite sur des graines cultivées dans des substrats acidifiés, l'inhibition de la germination a été mesurée à un pH de 4,0 chez l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et à un pH de 3,0 chez le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) (*Raynal et al.*, 1982a). La germination de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) et de la pruche (*Tsuga canadensis* L.) n'a pas été affectée tandis qu'elle a été stimulée chez le pin blanc (*Pinus strobus* L.), avec une diminution du pH.

Dans une étude effectuée au Centre de recherches forestières des Maritimes (Percy 1983), la germination des graines de deux conifères a été inhibée à un pH de 2,6. Les graines avaient été semées dans un sol organique forestier, avaient germé dans des chambres de simulation de précipitations à environnement contrôlé dans des conditions de germination optimale, et avaient été exposées aux précipitations moyennes de la saison de végétation de 1980, la chimie ayant été ajustée au pH approprié à l'aide de H_2SO_4/HNO_3. Une inhibition significative de la germination et de l'implantation des semis, à un pH de 2,6, a été enregistrée chez l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench), mais aucun effet n'a été mesuré chez le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et chez le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.). Des données supplémentaires ont démontré une inhibition significative chez l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.), le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), mais aucun effet discernable chez le pin blanc (Percy, données non publiées).

D'après le nombre limité d'études disponibles, il appert que la pluie acide simulée peut avoir un effet sur la faculté germinative des graines et que l'implantation des semis est encore plus vulnérable (Percy 1983). La direction et l'ampleur de la réaction, toutefois, semblent être grandement influencées par la méthodologie expérimentale.

La croissance et la forme des semis, pour autant qu'elles soient affectées par la pluie simulée, n'ont retenu que légèrement plus l'attention des chercheurs. Aucun effet n'a été provoqué chez la croissance de semis de bouleaux jaunes par Wood et Bormann (1974) à l'aide de brume acide à un pH de 3,0. Il a fallu un traitement à un pH de 2,3 pour produire une réduction significative de la croissance (tableau 4). Dans une étude subséquente (Wood et Bormann 1977), la productivité à court terme de semis de pins blancs a été favorisée avec l'augmentation des concentrations d'acide sulfurique, nitrique et chlorhydrique dans la pluie. La masse totale des plants, la masse des aiguilles et la longueur des aiguilles avaient augmenté après 20 semaines de pluie à un pH de 3,0 plutôt qu'à un pH de 5,6. Les auteurs nous préviennent cependant que cette augmentation de productivité peut ne s'avérer qu'un phénomène à court terme. Dans une autre étude, aucune inhibition de la masse anhydre des parties aériennes n'a été mesurée chez onze espèces ligneuses, tandis que la croissance a été stimulée chez quatre espèces (Lee et Weber 1979). La masse anhydre des racines a été inhibée chez une espèce et n'a pas été affectée chez des dix autres. Pendant trois ans, des boutures enracinées de deux clones d'épinettes de Norvège ont été irrigées avec une solution à éléments nutritifs multiples, acidifiée avec de l'acide sulfurique (Ogner et Tiegen 1980). Aucun effet nuisible n'a été décelé et on a observé une tendance vers une légère augmentation du taux de croissance causée par le traitement acide. Les auteurs en ont donc conclu que l'épinette de Norvège était tolérante à la toxicité à condition de disposer d'éléments nutritifs en concentrations suffisamment élevées.

L'élongation de la radicule peut être encore plus sensible aux effets directs des pluies acides, comme l'a démontré une étude sur l'érable à sucre (Raynal *et al.*, 1982b). La réduction de l'élongation a atteint 37,5 et 60 pour 100 à la suite d'une exposition à des traitements à un pH de 3,0 et de 2,4, respectivement. La réaction de croissance des semis était variable et dépendait de la capacité du sol de fournir les éléments nutritifs, et des effets tant inhibants que stimulants ont été observés.

Tableau 4. Effet des précipitations acides simulées sur la croissance des arbres forestiers

Espèce	Réaction[a]			Référence
	Inhibition	Pas d'effet	Stimulation	
Bouleau jaune	X			Wood et Bormann (1974)
Pin blanc de l'Est			X	Wood et Bormann (1977)
Sapin de Douglas		X		Lee et Weber (1979)
Pin blanc de l'Est		X		
Cèdre rouge de l'Est		X		
Cornouiller à grandes fleurs		X		
Sumac vinaigrier		X		
Aulne de l'Orégon		X		
Caryer ovale			X	
Bouleau jaune		X		
Érable à sucre			X	
Hêtre à grandesfeuilles	X			
Tulipier de Virginie			X	
Épinette de Norvège			X	Ogner et Tiegen (1980)
Érable à sucre	X		X	Raynal et al. (1982b)
Épinette rouge	X			Percy (1983)
Épinette blanche	X			
Pin rouge	X			
Pin gris	X			

[a]Réaction mesurée à un ou plusieurs pH de pluie acidifiée.

Les effets directs des pluies acides simulées sur plusieurs paramètres importants reliés à la morphologie et à la croissance font l'objet de mesures dans le cadre d'études en cours au Centre de recherches forestières des Maritimes (Percy, données non publiées). L'élongation de l'hypocotyle a été affectée par l'application de pluie acide chez les sept espèces de l'expérience. La longueur a été inhibée à un pH de 4,6 chez l'épinette rouge, l'épinette noire et le pin rouge; à un pH de 3,6 chez le pin gris et le sapin baumier; enfin, à un pH de 2,6 chez le pin blanc et l'épinette blanche. Le nombre d'aiguilles primaires qui ont vu le jour a été inhibé chez l'épinette blanche, l'épinette rouge et le pin rouge à un pH de 4,6 et, chez les quatre autres espèces, à un pH de 2,6.

L'effet de la pluie acide simulée sur l'apparition de méristèmes axillaires ou secondaires a été plus variable. L'inhibition à un pH de 2,6 a été courante chez toutes les espèces sur lesquelles des méristèmes ont été observés. Les réactions à des pH de 4,6 et 3,6 allaient de la stimulation à l'inhibition et dépendaient de l'espèce. La hauteur du sommet des pousses à été plus constamment affectée par le pH de la pluie. Elle a été réduite à un pH de 4,6 chez trois espèces et à un pH de 3,6 chez les deux autres espèces parmi les cinq évaluées jusqu'à maintenant. Ces données indiquent un effet direct possible des pluies de l'est du Canada sur la morphologie et la croissance des semis d'essences forestières majeures.

Résumé

Les recherches sur les effets directs des pluies acides sur la végétation reçoivent de plus en plus d'attention depuis quelques années. Nous avons présenté ici une revue des connaissances actuelles sur ces effets reliés à la morphologie et à la croissance de la végétation forestière. Pour le moment, il n'y a pas de preuves concluantes et sans équivoque, sur le terrain, d'un effet direct de la pluie ambiante sur la croissance forestière, même si la pluie acide, les polluants atmosphériques ou les deux en général ont fait l'objet d'abondantes discussions quant à leur contribution au déclin des forêts ou à la réduction de la croissance dans les forêts des États-Unis et de l'Europe (Johnson et Siccima 1983; Johnson *et al.*, 1981; Jonsson et Sunberg 1972; Puckett 1982; Tomlinson 1983).

Les données présentées ici laissent croire que l'interaction directe entre les pluies acides et le feuillage des plantes peut modifier la morphologie et la croissance de semis de nombreuses essences forestières. Toutefois, nombreux sont les facteurs qui peuvent déterminer la réaction des plantes à des manifestations isolées extrêmement acides, ou au contraire, à une succession de manifestations moins acides. Même si les connaissances actuelles ont ajouté à notre compréhension du processus de légions directes, de nombreuses questions demeurent encore sans réponse. Les études en laboratoire ne devraient pas être prises à l'extérieur du contexte où elles ont été menées et appliquées sur le terrain d'une manière quantitative ou prévisionnelle. Elles doivent plutôt être considérées comme des indices d'effets possibles spécifiques qui pourraient se produire sur le terrain dans certaines conditions. L'on devrait également envisager sérieusement d'inclure dans les expériences des combinaisons de polluants, lorsque c'est possible et souhaitable de le faire. Nous aurons besoin d'expériences sur le terrain bien conçues pour déceler des effets subtils afin de documenter les effets directs sur le terrain, qui pourraient alors être appliquées sur une base plus large.

Ouvrages de référence

Abrahamsen, G.; Horntvedt; Tveite, B. 1975. Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. SNSF-project, FR-2/75.

Bangay, G.E.; Riordan, C. (Co-présidents du groupe de travail) 1983. Mémorandum déclaratif d'intention Canada/États-Unis sur la pollution atmosphérique transfrontalière - Groupe de travail 1 - Évaluation des répercussions.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K; Fellin, P. 1982. Résultats du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations (APN): Juillet 1980 à décembre 1981. Rapp. intér. AQRB-82-009-T, Service de l'environnement atmosphérique, 4905 rue Dufferin, Downsview, (Ontario) M3H 5T4.

Berry, C.R. 1971. Relative sensitivity of red, jack, and white pine seedlings to ozone and sulphur dioxide. Phytopathology. 61:231-232.

Cape, J.N. 1983. Contact angles of water droplets on needles of Scots pine (*Pinus sylvestris*) growing in polluted atmospheres. New Phytol. 93:293-299.

Davis, D.D.; Wilhour, R.G. 1976. Susceptibility of woody plants to sulfur dioxide and photochemical oxidants. USEPA Ecol. Res. Ser. EPA 600/3-76-102. 72 p.

Eckert, R.T.; Houston, D.B. 1980. Photosynthesis and needle elongation reponse of *Pinus strobus* clones to low level sulfur dioxide exposures. Journ. can. de la rech. for. 10:357-361.

Evans, L.S. 1980. Foliar responses that may determine a plant injury to simulated acid rain. Pages 239-257 *In* T.Y. Toribara et M.W. Miller (éd.) Polluted Rain, 12th Annual Rochester International Conference on Environmental Toxicity, Plenum, New York.

Evans, L.S. 1982. Biological effects of acidity in precipitation on vegetation : A review. Environ. Exp. Bot. 22:155-169.

Evans, L.S.; Miller, P.R. 1975. Histological comparison of single and additive O_3 and SO_2 injuries to elongating ponderosa pine needles. Amer. J. Bot. 62:416-421.

Evans, L.S.; Curry, T.M. 1979. Differential responses of plant foliage to simulated acid rain. Am. J. Bot. 66:953-962.

Evans, L.S.; Curry, T.M.; Lewin, K.F. 1981. Responses of leaves of *Phaseolus vulgaris* L. to simulated acidic rain. New Phytol. 88:403-420.

Evans, L.S.; Gmur, N.F.; DaCosta, F. 1978. Foliar responses of six clones of hybrid poplar to simulated acid rain. Phytopathology 68:847-856.

Evans, L.S.; Gmur, N.F.; Kelsch, J.J. 1977. Perturbations of upper leaf surface structures by simulated acid rain. Environ. Exp. Bot. 17:145-149.

Fogg, G.E. 1948. Adhesion of water to the external surfaces of leaves. Discuss. Faraday Soc. 3:162-169.

Haines, B.; Stefani, M.; Hendrix, F. 1980. Acid rain: Threshold of leaf damage in eight plant species from a southern Appalachian forest succession. Water, Air, Soil Pollut. 14:403-407.

Heath, R.L. 1975. Ozone. Pages 23-55 *In* J.B. Mudd et T.T. Kozlowski (éd.). Responses of plants to air pollution. Academic Press, New York.

Horntvedt, R.; Dollard, G.J.; Joranger, E. 1980. Effects of acid precipitation on soil and forest. Atmosphere-vegetation interactions. Pages 192-193. In D. Drablos et A. Tollan (éd.) Ecological impact of acid precipitation. Proceedings of an International Conference Sanderfjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Houston, D.B. 1974. Response of selected *Pinus strobus* clones to fumigations with sulphur dioxide and ozone. Journ. can. de la rech. for. 4:65-68.

Irving, P.M.; Miller, J.E. 1981. Productivity of field-grown soybeans exposed to acid rain and sulfur dioxide alone and in combination. J. Environ. Qual. 10:473-478.

Jacobsen, J.S. 1980. The influence of rainfall composition on the yield and quality of agricultural crops. Pages 41-46. *In* D. Drablos et A. Tollan (éd.). Ecological impact of acid precipitation. Proceedings of an International Conference, Sanderfjord Norvège, 11-14 mars 1980.

Jensen, K.F. 1981. Air pollutants affect the relative growth rate of hardwood seedlings. USDA For. Res. Paper NE-470.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G. 1983. Spruce decline in the northern Appalachians: Evaluating acid deposition as a possible cause. Proceedings Technical Association of the Pulp and Paper (TAPPI) Annual Meetings, Atlanta, Georgie, P. 301-309.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G.; Friedland, A.J. 1982. Spatial and temporal patterns of lead accumulation in the forest floor in the northeastern United States. J. Environ. Qual. 11:577-580.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G.; Wang, D.; Turner, R.S.; Barringer, T.H. 1981. Recent changes in patterns of tree-growth rate in the New Jersey pinelands: a possible effect of acid rain. J. Environ. Qual. 18:427-431.

Johnson, B.; Sunberg, R. 1972. Has the acidification by atmospheric pollution caused a growth reduction in Swedish forests? A comparison of growth between with different soil properties. *In* B. Bolin (éd.) Supporting studies to air pollution across national boundaries. The impact on the environment of sulfur in air and precipitation. Sweden's case study for the United Nations Conference on the Human Environment. Ministère des Affaires étrangères, Ministère de l'Agriculture, Stockholm, Suède.

Karnosky, D.F. 1976. Threshold levels for foliar injury to *Populus tremuloides* by sulphur dioxide and ozone. Can. J. For. Res. 6:166-169.

Keller, T.H. 1977. The effect of long term, low SO_2 concentration upon photosynthesis of conifers. Proceedings 4th International Clean Air Congress, Vienne. Pages 81-93.

Lang, D.S.; Krupa, S.V.; Shriner, D.S. 1978. Injury to vegetation by sulfuric acid aerosols and acidic rain. 71e rencontre annuelle - Association pour l'assainissement de l'air n° 78, 7.3.

Lee, J.J.; Weber, D.E. 1979. The effect of simulated acid rain on seedling emergence and growth of eleven woody species. For. Sci. 25:393-398.

Lindberg, S.E.; Harris, R.C. 1981. The role of atmospheric deposition in an eastern U.S. deciduous forest. Water, Air, Soil Pollut. 16:13-31.

Linzon, S.N. 1978. Effects of airborne sulphur pollutants on plants. Pages 109-162 *In* J.O. Nriagu (éd.) Sulphur in the environment. Part II. Ecological Impacts. John Wiley and Sons. New York, N.Y.

Martin, J.T.; Juniper, B.E. 1970. The cuticles of plants. St. Martin's Press, New York.

Mudd, J.B. 1975. Sulfur dioxide. Pages 9-22. *In* J.B. Mudd et T.T. Kozlowski (éd.) Responses of plants to air pollution. Academic Press, New York.

National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement Inc. 1983. Acidic deposition and its effects on forest productivity - A review of the present state of knowledge, research activities, and information needs - second progress report. NCASI Technical Bull. 392, New York.

Ogner, G.; Tiegen, O. 1980. Effects of acid irrigation and liming on two clones of Norway spruce. Plant Soil 57:305-321.

Percy, K.E. 1983. Sensitivity of eastern Canadian forest tree species to simulated acid precipitation (sous presse). *In* Proceedings of the 12th International Meeting for specialists in Air Pollution Damages in forests, IUFRO Section 2.09, Oulu, Finlande, 23-29 août 1982.

Percy, K.E.; Riding, R.T. 1979. The epicuticular waxes of *Pinus strobus* subjected to air pollutants. Can. J. For. Res. 8:474-477.

Percy, K.E.; Riding, R.T. 1981. Histology and histochemistry of elongating needles of *Pinus strobus* subjected to a long-duration, low concentration exposure of sulfur dioxide. Can. J. Bot. 59:2558-2567.

Puckett, L.J. 1982. Acid rain, air pollution, and tree growth in Southeastern New-York. J. Environ. Qual. 376-381.

Raynal, D.J.; Roman, J.R.; Eichenlaub, W.M. 1982a. Response of tree seedlings to acid precipitation - I. Effect of substrate acidity on seed germination. Environ. Exp. Bot. 22:377- 383.

Raynal, D.J.; Roman, J.R.; Eickenlaub, W.M. 1982b. Response of tree seedlings to acid precipitation - II. Effect of simulated canopy throughfall on sugar maple seedling growth. Environ. Exp. Bot. 22:385-397.

Rennie, P.J.; Halstead, R.L. 1977. Les effets du soufre sur les plantes au Canada. Pages 69- 179 *In* Le soufre et ses dérivés minéraux dans l'Environnement canadien. Publ. du CNR 15015, Ottawa.

Shinn, J.H.; Lynn, S. 1979. Do man-made sources affect the sulfur cycle of northeastern states? Environ. Sci. Technol. 13:1062-1067.

Shriner, D.S. 1978. Effects of simulated acid rain on host-parsite interactions in plant disease. Phytopathology. 68:213-218.

Shriner, D.S.; Abner, C.H.; Mann, L.K. 1977. Rainfall simulation for environmental application. Oak Redge National Laboratory, Environmental Sciences Div. Publ. ORNL- 5151.

Skelly, J.M. 1980. Photochemical oxidant impact on Mediteranean and temperate forest ecosystems: Real and potential effects. Pages 38-50. *In* Effects of air pollutants on Mediterranean and temperate forest ecosystems. Proceedings of a symposium, 22-27 juin 1980, Riverside, Californie, USDA, Forest Service, General Technical Report PSW-43.

Smith, H.J.; Davis, D.D. 1977. The influence of needle age on sensitivity of Scotch pine to exposures of SO_2. Plant Dis. Rep. 61:870-874.

Smith, H.J.; Davis, D.D. 1978. Histological changes induced in Scotch pine needles by sulfur dioxide. Phytopathology 68:1711-1716.

Tamm, C.O.; Cowling, E.B. 1977. Acidic precipitation and forest vegetation. Water, Air, Soil Pollut. 7:503-511.

Tomlinson, G.H. II. 1983. Air pollutants and forest decline. Environ. Sci. Technol. 17:246A- 256A.

Treshow, M. 1970. Environment and plant response. McGraw-Hill, Toronto.

Wilhour, R.G.; Neeley, G.E. 1977. Growth response of conifer seedlings to low ozone concentrations. Pages 635-645 *In* International Conference on Photochemical Oxidant Pollution and its Control. USEPA Ecol. Res. Series 600/3-77/001b.

Wood, T.; Bormann, F.H. 1974. The effects of artificial acid mist upon the growth of *Betula alleghaniensis*. Britt. Environ. Pollut. 7:259-268.

Wood, T.; Bormann, F.H. 1977. Short-term effects of a simulated acid rain upon the growth and nutrient relations of *Pinus strobus* L. Water, Air, Soil Pollut. 7:479-488.

Wood, F.A.; Pennypacker, S.P. 1976. Etiological study of the short-needled disease of pine. Pages 977-978 *In* Proceedings of the Forest International Symposium on Acid Precipitation and the Forest Ecosystem. USDA For. Serv. General Technical Report NE-23.

Yang, Y.S.; Skelly, J.M.; Chevonne, B.J. 1982. Clonal response of eastern white pine in low doses of O_3, SO_2 and NO_2, singly and in combination. Can. J. For. Res. 12:803-808.

Effets des dépôts acides sur la végétation forestière
Physiologie et biochimie

Michael Treshow
Département de biologie
Université d'Utah
Salt Lake City, UT 84112

Introduction

L'exploration des effets possibles des pluies acides sur les végétaux nous amène inévitablement à nous demander comment elles pourraient nuire aux processus métaboliques. Qu'est-ce qui, dans les dépôts acides, pourrait altérer la biochimie de la cellule? De façon plus directe, les substances chimiques en cause pénètrent-elles dans la cellule en quantité toxique?

En dépit des années de conjectures et de spéculation sur l'effet possible des dépôts acides sur les plantes, il existe encore peu de preuves de la façon dont l'acidité pourrait avoir un effet direct sur le métabolisme des végétaux si tant est que cet effet existe (Jacobson, 1980). On a mis davantage l'accent sur certains effets indirects possibles, notamment sur le pH du sol, sur le pH de la surface des feuilles, sur l'activité microbienne, sur la libération d'éléments toxiques dans le sol, le lessivage des éléments nutritifs (Mollior et Raynal, 1982, Killham *et al.*, 1983), sur l'interaction avec les pathogènes des plantes (Bruck, 1983) ou sur les effets sur l'ensemble d'un organisme comme la production et la croissance (Lee *et al.*, 1981; Johnston *et al.*, 1982; Cohen *et al.*, 1981).

Composants des dépôts acides

L'on reconnait généralement que les principaux composants des pluies acides sont l'acide sulfurique et l'acide nitrique y compris bien entendu les ions hydrogène associés. Sous des formes apparentées, tous sont des composants naturels de la cellule, qui peut donc s'en accommoder lorsqu'ils sont présents en concentrations raisonnables. Mais qu'est-ce qu'une concentration raisonnable? A quelle concentration ces produits deviennent-ils nuisibles? Évidemment, l'acide sulfurique est un composant majeur et provient du SO_2; il est extrêmement difficile sur le terrain de distinguer les effets nuisibles possibles des dépôts acides des effets du SO_2 ou des autres polluants atmosphériques, sans parler des composants eux-mêmes. L'anhydride sulfureux est un polluant bien connu en lui-même et peut s'avérer le composant le plus nuisible, s'il est présent. Toutefois, avec l'éloignement et le temps, il est converti en sulfate et en H_2SO_4, formant ainsi un composant des dépôts acides. Après s'être dissous soit dans l'atmosphère soit à la surface des feuilles, le SO_2 ne pénètre plus dans la feuille sous forme gazeuse. Étant liquide, une bonne quantité ruisselle probablement de la feuille, une petite partie peut passer à travers les stomates dans la feuille et une plus grande quantité demeure sur la feuille où il peut contribuer à l'érosion de la cuticule.

Sur les plantes, les sulfates peuvent se dissocier. En solution, le SO_2 est actif sous forme de sulfite (HSO_3^-) ou bisulfite ($H_2SO_3^=$). Le mécanisme d'action fondamental de ces espèces doit donc être à peu près le même et certains chercheurs (Ferguson et al., 1978) soutiennent que les composants toxiques de la pluie acide sont les composés sulfureux dissous dans la pluie.

Même s'il est possible que le $SO_4^=$ et le NO_3^- puissent avoir un effet sur la réaction des plantes (Irving et Sowinski, 1980), ils ne sont probablement pas toxiques en eux-mêmes. D'après des études sur des application de fertilisants sur le feuillage (Gray, 1977), bien que le nitrate soit toxique en raison de son effet comme sel pour créer un déséquilibre osmotique, les concentrations utilisées sont beaucoup plus élevées que toutes celles qui se rencontrent dans les dépôts acides. Également, les

céréales sont relativement tolérantes aux pluies acides (Neely *et al.*, 1981) et sont néanmoins parmi les plus sensibles au SO_2.

Il nous reste donc l'ion hydrogène comme le composant toxique le plus probable des dépôts acides. Les ions H^+ se retrouvent dans presque toutes les réactions cellulaires. La concentration d'hydrogène est évidemment essentielle au développement normal de la cellule et de la plante; cependant, quelle est la capacité des cellules de maintenir le pH efficace.

Il y a production et consommation continuelles d'ions hydrogène à l'intérieur de la cellule. Généralement, lorsqu'une réaction métabolique met en cause l'hydrogène, comme dans l'absorption et la métabolisation des éléments nutritifs, il existe une constance de l'équilibre apparent qui dépend du pH. Chaque réaction enzymatique possède une gamme optimale d'activité et, de façon générale, l'on peut dire que la concentration d'hydrogène libre est contrôlée par le métabolisme et par le transport à travers les membranes.

L'acidité est réglée par les réactions enzymatiques qui produisent H^+ ou OH^-. L'aptitude des cellules à transporter activement H^+ vers l'intérieur ou vers l'extérieur, selon l'acidité du milieu externe, peut très bien déterminer les limites de tolérance du pH et la capacité de s'accommoder d'une acidité croissante.

Les systèmes tampons se retrouvent dans la régulation du pH bien qu'ils puissent être davantage un effet qu'une cause de la régulation du pH durant la croissance de la cellule (Smith et Raven, 1979). Le bioxyde de carbone est un des principaux déchets du métabolisme cellulaire et il se forme dans tous les organismes. Il est toujours disponible et le système tampon carbonate-bicarbonate qu'il implique fournit le principal tampon des cellules. Un système tampon au phosphate est aussi disponible pour maintenir un niveau de pH, comme l'a exposé Davies (1973). Il ne s'agit que d'un mécanisme à court terme, permettant de corriger des déséquilibres minimes et sa capacité est limitée. Les acides organiques fournissent un troisième mécanisme tampon.

Les ions hydrogène sont continuellement redistribués entre le cytoplasme et les vacuoles et parmi les organelles, ce qui aide en outre à équilibrer l'acidité. Il existe un gradient plutôt accentué du pH dans le tonoplaste, ce qui suppose un transfert actif d'hydrogène depuis le cytoplasme vers les vacuoles. Cette «pompe» à ions hydrogène a toutefois ses limites. L'on doit cependant noter qu'une baisse de 8 à 4,6 du pH externe n'a permis de constater qu'une baisse de 0.2 unité de pH dans le cytoplasme (Smith et Raven, 1979).

L'impact des dépôts acides, en accroissant la concentration extracellulaire de H^+, serait probablement influencé par le pH antérieur de la cellule et de ses constituants. Les variations peuvent être extrêmement importantes, comme l'a signalé Small (1955). Des variations importantes du pH se produisent à la fois entre les composants cellulaires et les espèces végétales.

Les parois des cellules adultes lignifiées d'Angiospermes caractéristiques peuvent, de façon typique, avoir un pH d'environ 5,6 mais s'acidifie avec l'âge jusqu'à 4,3 et finalement jusqu'à 4,0 ou même 3,4. Le pH des chloroplastes peut varier de 5,6 à 4,8 à la lumière, mais demeurer au niveau le plus acide à l'obscurité. Le pH de la sève cellulaire dans l'écorce primaire et la moelle de la tige peut varier entre 5,6 et 5,9 mais peut n'être que de 4,0 à 4,4 dans la coiffe. Les vaisseaux et les fibres de xylème atteignent une acidité accrue avec la lignification, tombant de 4,4 à 3,4. Le phloème est généralement moins acide et le pH varie de 4,8 à 5,2 dans les tiges jeunes pour devenir moins acide avec l'âge. Les gammes de pH dans les Gymnospermes tendent à être de façon correspondante moins élevées. Ce sont là des valeurs plutôt générales mais elles donnent une idée de l'écart naturel existant dans les valeurs de pH dans des tissus normaux et des composants cellulaires. Malheureusement, les données correspondantes similaires pour des plantes exposées à des dépôts acides sont limitées. Les variations extrêmement importantes du pH cellulaire permettent de croire que les cellules et les organelles peuvent très bien réagir tout à fait différemment à un changement de l'acidité externe.

Il semble encore plus important de noter la variation considérable du pH qui se produit en raison de diverses autres influences environnementales. Des variations notables du pH se produisent d'un jour à l'autre, selon le moment de la journée, selon qu'il fait clair ou obscur, selon le temps de l'année, l'âge des tissus et le pH du sol (Small, 1955).

Entrée des toxiques et impact possible de H^+

Les ions hydrogène et les autres composants des dépôts acides tombent sur la surface des feuilles et doivent y pénétrer avant de pouvoir exercer un effet sur le métabolisme. Le produit chimique peut sans doute être directement toxique pour la cuticule et avoir un effet superficiel (Evans *et al.*, 1977), mais nous n'envisageons ici que les effets internes.

Des études nt démontré que lorsque la pluie simulée est suffisamment acide, entre pH 2 et pH 3, la cuticule des feuilles s'endommage et les cellules de l'épiderme s'effondrent et meurent (Evans *et al.*, 1977). Au moment de la pénétration dans les cellules environnantes, on a observé une élongation cellulaire anormale et une prolifération des cellules près des trichomes et des stomates, ce qui nous amène à envisager le premier de plusieurs mécanismes d'action possibles.

L'extrusion des ions hydrogène est une fonction centrale de nombreux processus de développement, particulièrement ceux qui impliquent le grossissement cellulaire (Rayle et Cleland, 1977). De façon générale, l'A.I.A. (acide indole-acétique) implique un échange K^+ - H^+ plus une carboxylation qui résulte en une acidification de la paroi cellulaire et une diminution du potentiel osmotique intercellulaire. Le grossissement est probablement dû à l'absorption d'eau dans la vacuole centrale. L'augmentation de la concentration osmotique de la cellule et particulièrement une plus grande extensibilité de la paroi cellulaire (c'est-à-dire assouplissement) rendent l'expansion possible. Les auxines, les ions hydrogène, le CO_2 ou la phytotoxine fusicoccine peuvent causer un grossissement rapide.

Selon Rayle et Cleland (1977), l'auxine déclenche des mécanismes d'acidification active (c'est-à-dire une pompe à protons liés à la membrane) qui provoque une diminution du pH de la solution de la paroi cellulaire. Des facteurs artificiels qui abaissent le pH peuvent également activer les enzymes qui provoquent un assouplissement. Quoi qu'il en soit, le mécanisme d'assouplissement de la paroi cellulaire implique l'activation des hydrolases reliés à la paroi, c'est-à-dire la polysaccharide hydrolase, qui donne lieu à une segmentation des liens porteurs de charge de la paroi.

L'addition directe d'ions hydrogène amorcerait probablement la même réaction. Rayle et Cleland (1977) ont constaté que l'addition d'ions hydrogène au pH optimum de 3 ramenait la durée de la réaction de grossissement de 15 minutes à 1 minute. Si l'on ajoutait un tampon à pH 7, l'élongation cessait. En outre, il n'y avait élongation qu'au-dessous de pH 4,5.

L'assouplissement de la paroi cellulaire qu'accompagne une possibilité de glissement des fibres de la paroi augmente la perméabilité et conduit à un déséquilibre aqueux de la cellule. Des applications de polluants tels que NO_2, O_3, NO, HF, SO_2, H_2SO_4 ou HCl augmentent tous la perméabilité (Heath, 1980).

À l'intérieur de la paroi cellulaire, la concentration d'ions hydrogène influe sur la disposition des molécules protéiques des membranes, ce qui interférerait plus gravement avec l'absorption et la perméabilité normales.

La rupture des membranes peut aider à expliquer les effets histologiques des pluies acides simulés à pH 2,5 décrits par Ferenbaugh (1976). Les cellules des feuilles des plantes traitées étaient plus petites, il y avail moins d'espace intercellulaire et les granules d'amidon étaient plus petits à

l'intérieur des chloroplastes. Le contenu des cellules avait un pH inférieur à 4,0. Une interaction possible acide/auxine a été proposée. L'acidification peut avoir eu un effet contraire sur certains intermédiaires sensibles aux acides et certaines réactions de décarboxylation. Rien n'indique que le SO_4 ait eu un effet néfaste.

À l'intérieur de la feuille, le sulfite et le sulfate semblent être transportés à travers la paroi et la membrane cellulaires dans le cytoplasme vers la membrane des chloroplastes, où ils peuvent être incorporés aux thylakoides des chloroplastes. A cet endroit, ils peuvent avoir une interaction avec les liens disulfures, faisant passer les enzymes sous une forme plus active. Les oxydes d'azote sont moins toxiques comme gaz, mais ils forment aussi des acides et ajoutent aux composants acides.

On a aussi constaté que l'acidité avait un effet différentiel sur l'absorption par les feuilles des composés phosphoreux (Reed et Tukey, 1978). L'absorption maximum se produisait à pH 3-6, même si les phosphates aussi étaient absorbés facilement à pH 2,0, ce qui causait de la nécrose. On a pensé que le pH influençait la forme de phosphate présente dans la solution. L'absorption maximum de KPO_4 se produisait à pH 7-10; de $NaPO_4$, à pH 3-6 et de NH_4PO_4, à pH 3-10.

L'on a avancé l'idée que la clé d'éventuels effets néfastes pour le métabolisme, une fois que les dépôts acides ont pénétré dans la cellule, peut résider dans l'inhibition de systèmes enzymatiques essentiels, sensibles aux acides (Shriner et Johnson, 1981). La période pendant laquelle la formation de nodosités radiculaires était le plus affectée par de la «pluie» à pH 3,2 coincidait en gros avec la période durant laquelle la nitrogénase des nodosités de fèves de soja commençait à connaître un accroissement exponentiel. Une explication possible serait que les applications de «pluie» ont donné lieu à un changement dû au stress dans la répartition des hydrates de carbone au détriment des besoins énergétiques des nodosités. Les effets auraient pu avoir été causés par les ions hydrogène ou les ions sulfate, mais Walddron (1978), comparant les concentrations équimolaires des sulfates sous forme H_2SO_4 ou de Na_2SO_4, a conclu que toute diminution de la nodulation était due à des différences dans la concentration de H^+.

Certains effets néfastes pour le métabolisme n'apparaissent qu'à de très fortes concentrations de H^+. Sheridan et Rosenstreter (1973) ont trouvé qu'une diminution graduelle de la chlorophylle a et b se produisait entre pH 6 et pH 3, mais qu'il y avait un déclin rapide seulement au-dessous de pH 3. La production d'oxygène n'était pas affectée jusqu'à pH 2,0. La respiration était relativement non affectée au-dessus de ce niveau.

Les plus importants effets néfastes possibles se situent peut-être aux points de croissance où les concentrations en H^+ sont étroitement reliées à la croissance (Weisenseel et al., 1979). Les ions hydrogène semblent s'introduire dans les cellules en croissance et être pompés à l'extérieur de celles qui ne sont pas en croissance. L'équilibre des courants électriques naturels, qui joue un rôle dans la différenciation et la croissance des cellules, peut être menacé par l'excès de H^+.

Effets sur la croissance

Les effets des pluies acides simulées sur la croissance ont été inconstants. Même s'ils devaient être le reflet de tout stress négatif provenant d'un déséquilibre chimique, les effets ont été soit absents, soit positifs, soit négatifs. Dans certaines études, les effets negatifs n'ont été constatés qu'à des pH très bas, c'est-à-dire 2,3 (Wood et Borman, 1974) ou avec l'addition de SO_2 (Irving et Miller, 1980). Des augmentations de la croissance ont aussi été démontrées, comme ce fut le cas avec des boutures exposées à des applications à pH 2,5 (Ogner et Teigen, 1980). Cet effet a été attribué à un accroissement de l'absorption d'azote.

Même si les effets sur la croissance de l'ensemble de la plante ne sont qu'indirectement en cause ici, j'aimerais présenter un tableau illustrant une gamme de pH où certains effets néfastes sont

prévisibles en l'absence de nécrose superficielle et par conséquent, où certaines réactions métaboliques le sont aussi. Toutefois, dans certaines études, la nécrose était manifeste même à pH 4,0.

Les résultats des études sur la croissance comme ceux des études dendrologiques ne sont pas concluants, mais la compilation des données disponibles laisse entrevoir une tendance intéressante. Même si l'on a constaté à la fois une stimulation et une inhibition de la croissance lors d'études menées entre pH 2,5 et pH 4,0, au-dessus de 3,5, la plupart des effets étaient soit positifs, soit absents. Au-dessous de 3,4, la plupart des effets étaient négatifs. Lorsque les données provenant des études existantes sont mises sous forme de tableaux, au- dessus de pH 3,5, 7 pour 100 des effets sont négatifs. Entre pH 3,0 et pH 3,4, 23 pour 100 des effets ont été négatifs et entre pH 2,5 et pH 2,9, 50 pour 100 ont été négatifs. Ces résultats sont basés sur des études menées par de nombreux chercheurs utilisant plus de 30 espèces ou variétés de plantes (Lee et Heely, 1980; Evans *et al.*, 1982; Shriner et Johnston, 1981; Johnston *et al.*, 1982; Troiano *et al.*, 1982; Evans, 1982; Evans *et al.*, 1981; Troiano *et al.*, 1981; Heagle *et al.*, 1982; Irvig et Miller, 1982; Cohen *et al.*, 1981; Lee, *et al.*, 1981; Shriner, 1978; Jacobson *et al.*, 1980; Evans et Lewin, 1980; et Mohamed, 1978).

Conclusions

Le sulfate qui entre dans la composition des dépôts acides peut se révéler toxique car, comme sel, il cause des différences dans la pression osmotique entre la sève des feuilles et la solution appliquée (Gray, 1977). Toutefois, le taux des dépôts des précipitations serait beaucoup plus trop faible pour avoir un tel effet. Néanmoins, Irving et Sowinski (1980) ont émis l'avis que les effets positifs ou négatifs sur la croissance constatés par certains chercheurs peuvent avoir été causes par un stress de sel ou d'acide provenant de solutions fortement ioniques. L'on pourrait aussi regarder du côté du SO_2 ou des intermédiaires sulfite ou bisulfite.

D'après les données recueillies, nous pouvons conclure que les effets néfastes sur le métabolisme pourront être constatés dans la plupart des conditions résultant de dépôts acides à pH 2,0 et dans un certain nombre de conditions aux alentours de pH 3,0. Au-dessus de ce niveau, les mécanismes tampons naturels semblent capables de fonctionner adéquatement. De nombreuses réactions enzymatiques ont des optima acides variant souvent entre pH 4,5 et 5,5. Mais quels pourraient être les effets des dépôts acides sur les enzymes ayant des optima plus neutres?

Les effets biochimiques des dépôts acides dépendent de l'équilibre des processus internes de production et de consommation d'ions H^+. L'équilibre ne peut être maintenu que tant que les ions hydrogène produits ou absorbés peuvent être neutralisés. Lorsque les concentrations en H^+ excèdent un certain seuil de tolérance, des lésions physiologiques sont à prévoir.

Si les dépôts acides devaient se révéler nuisibles pour le métabolisme à des concentrations ambiantes, ce serait très probablement (1) en rompant l'intégrité de la paroi cellulaire, particulièrement des tissus méristématiques, (2) en rompant les composantes protéiques de la membrane cellulaire, ou (3) en rompant les enzymes les plus sensibles à des pH faibles.

La susceptibilité directe des cellules végétales aux lésions par les dépôts acides peut très bien être déterminée par leur capacité d'exclure activement H^+ et ainsi s'accommoder de changements dans l'acidité externe. Les concentrations de sulfate et de nitrate, en plus de la pression des polluants gazeux et des influences de la plupart des autres paramètres environnementaux, peuvent avoir une influence sur cette capacité tout comme sur les réactions d'ensemble aux dépôts acides.

Tableau 1. Effets des dépôts a cides simulés sur la croissance et la production des plantes

Valeur du pH	Effet[a]			
	Positive	Zéro	Négatif	Pourcentage d'études
3,5 et plus	9[b]	19	3	
	5[c]	52	4	
Total	14	71	7	7
3,0-3,4	17	3		
	9	22	8	
Total	9	39	11	23
2,5-2,9	4	2	2	
	0	0	4	
Total	4	2	6	50
2,0-2,4	0	2	0	
	0	0	0	
Total	0	2	0	

[a]EffetL Positif désigne une production plus grande que celle des témoins; négatif, une production moins grande.

[b]Études sur le terrain.

[c]Études en milieu contrôlé.

Ouvrages de référence

Bruck, R.I. 1983. Mycorrhizae, foliar and root diseases, soil flora. Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières. Québec, Canada. 14-17 juin 1983.

Cohen, C.F.; Grothaus, L.C.; Perrigan, S.C. 1981. Effects of simulated sulfuric acide rain on crop plants. Agric. Exp. Sta. Oregon State Univ. Spec. Rept. 619.

Davies, D.D. 1973. Control of and by pH. Symp. Soc. Exp. Biol. 27:513-529.

Evans, L.S.; Gmur, N.F.; DaCosta, F. 1977. Leaf surface and histological perturbations of leaves of *Phaseolus vulgaris* and *Helianthus annuus*. Amer. J. Bot. 64: 903-913.

Evans, L.S.; Lewin, K.F. 1981. Growth, development and yield responses of pinto beans and soybeans to hydrogen ion concentrations of simulated acid rain. Environ. Exp. Bot. 21:103- 114.

Evans, L.C.; Levin, L.F.; Conway, C.A.; Vatti, M.L. 1981. Seed yields (quantity and quality) of field grown soybeans exposed to simulated acidic rain. New Phytol 89:459-470.

Evans, L.C.; Gmur, N.F.; Mancini, P. 1982. Effects of simulated acid rain on yields of Raphanus sativus, Lactuca sativa, Triticum aestivum, and Medicago sativa. Environ. Exp. Bot. 22:445-454.

Evans, L.S. 1982. Effects of acidity in precipitation on terrestrial vegetation. Water Air Soil Poll. 18:395-403.

Ferguson, P.; Lee, J.A.; Bell, J.N.B. 1978. Effects of sulphur pollutants in the growth of sphagnum species. Environ. Pollut. 16:151-162.

Ferenbaugh, R.W. 1976. Effects of simulated acid rain on Phaseolus vulgaris L. (*Fabaceae*). Amer. J. Bot. 63:283-288.

Gray, R.C. 1977. Foliar fertilization with primary nutrients during the reproductive stage of plant growth. Proc. Fert. Soc. 164: 23 p.

Heagle, A.S.; Philbech, R.B.; Feight, P.G.; Ferrell, R.E. 1982. Response of soybeans to simulated acid rain in the field (en préparation).

Heath, R.L. 1980. Initial events in injury to plants by air pollutants. Ann. Rev. Plant Physiol. 31:395-431.

Irving, P.M.; Miller, J.E. 1980. Response of field-grown soybeans to acid precipitation alone and in combination with sulfur dioxide. Pages 170-171. In SNSF Project. Proc. Internat. Conf. Sandefjord, Norvège. 11-14 mars 1980. D. Drablos et A. Tollan éd. 383 p.

Irving, P.M.; Sowinski, D.A. 1980. Effects of H^+, SO_4^{2}, NO_3 and NH_4 concentrations and ratios in precipitation applied to greenhouse-grown soybeans. Argonne Nat. Lab, Radiological and Environmental Research Div. Ann. Dept. ANL-80-115. Partie III p. 6-10.

Jacobson, J.S. 1980 The influence of rainfall composition on the yield and quality of agriculture crops. Pages 41-46 in Ecological Impact of Acid Precipitation. Dablos, D. et Tollan, A. SNSF Proj. Proc. Intern. Conf. Saderfjord, Norvège. 11-14 mars 1980. 383 p.

Johnston, J.W., Jr.; Shriner, O.S.; Klarer, C.I.; Lodge, D.M. 1982. Effect of rain pH on senescence, growth and yield of bush beans. Env. Exp. Bot. 22:329-338.

Killham, K.; Firestone, M.K.; McCall, J.G. 1983. Acid rain and soil microbial activity: Effects and their mechanisms. J. Environ. Qual. 12:133-136.

Lee, et Neely, G.E. 1980. CERL-OSU Acid Rain Crop Study Program Report Air Pollution Effects Brand. Corvallis, Oregon.

Lee, J.J.; Neely, G.E.; Perrigan, S.C.; Grothas, L.C. 1981. Effect of simulated sulfuric acid rain on yield, growth and foliar injury on several crops. Environ. and Exp. Bot. 21:171-185.

Mohamed, M.B. 1978. Response of vegetable crops to acid rain under field simulated conditions. Thèse de doctorat. Université Cornell.

Mollior, A.V.; Raynal, D.V. 1982. Acid precipitation and ionic movements in Aderondack forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:137-141.

Ogner, G.; Teigen, O. 1980. Effect of acid irrigation at different temperatures on 7 clones of Norway spruce. SNSF proj. FA 58/80.

Rayle, D.L.; Cleland, R. 1977. Control of plant cell enlargement by hydrogen ions. Curr. Top. Dev. Biol. 11:187-214.

Reed, D.W.; Tukey, H.B. Jr. 1978. Effect of pH on foliar absorption of phosphorus compounds by chrysanthemum. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 103:337-340.

Sheridan, R.P.; Rosenstreter, R. 1973. The effect of hydrogen ion concentrations in simulated rain on the moss *Tortulas ruralis* (Heda) Sr. Bryologist 76:168-173.

Shriner, D.S.; Johnston, J.W. 1981. Effects of simulated acidified rain on nodulation of leguminous plants by *Rhizobium* spp. Environ. and Exp. Bot. 21:199-209.

Small, J. 1955. The pH of plant cells. Protplasmatologia II B. 2c. Springer-Verlag. Vienna. 116 p.

Smith, F.A.; Raven, J.A. 1979. Intracellular pH and its regulation. Ann. Rev. Plant Physiol. 30:289-311.

Troiano, J.; Colavito, L.; Heller, L.; McCune, D. 1981. Effect of simulated acid rain and photochemical oxidant on seed development in soybean. Phytopathol. 71:565 (résumé).

Troiano, J.; Colavito, L.; Heller, T.; McCune, D.C. 1982. Viability, vigorous and maturity of seed harvested from two soybean cultures exposed to simulated acidic rain and photochemical oxidants. Agric. Environ. 7:275-283.

Walddron, J.K. 1980. Effects of soil drenches and simulated «rain» applications of sulfuric acid and sodium sulfate on the modulation and growth of legumes. Thèse de M.S. North Carolina State Univ. Raleigh, N.C.

Weisenseel, M.H.; Dorn, A.; Jaffe, L.F. 1979. Natural H^+ currents traverse growing roots and root hairs of barley (*Hordeum vulgare* L.) Plant Physiol. 64:512-518.

Wood, T.; Bormann, F.H. 1974. The effects of an artificial acid mist upon the growth of *Betula alleghaniensis* Britt. Environ. Pollut. 7:259-267.

La photosynthèse chez les plantes ligneuses: Impact des polluants acides, des oxydants et des métaux lourds

Keith F. Jensen
Phytophysiologiste
Northeastern Forest Experiment Station
359 Main Road
Delaware, Ohio 43015 U.S.A.

Résumé

La plupart des contaminants atmosphériques, sinon tous, peuvent influencer la photosynthèse. À des concentrations allant de modérées à élevées, l'influence est habituellement nuisible, provoquant une réduction du taux de photosynthèse. Cette réduction s'accentue souvent si deux polluants ou plus sont présents, mais si les polluants sont éliminés avant que les lésions ne se produisent, la photosynthèse peut retrouver son taux normal. L'élément concentration de la dose de polluant semble être plus important que l'élément durée. Le mécanisme par lequel les polluants affectent les végétaux est complexe et met en cause de nombreux processus. Il peut s'agir d'une inhibition de l'ouverture ou de la fermeture de l'orifice des stomates, d'une destruction des pigments chlorophylliens, d'une rupture de l'infrastructure du chloroplaste, d'un accroissement de la respiration ou d'autres processus physiologiques.

Introduction

La photosynthèse est le processus par lequel les hydrates de carbone sont fabriqués à partir de bioxyde de carbone et d'eau dans les tissus végétaux contenant de la chlorophylle, exposés à la lumière. C'est le processus physiologique le plus important chez les plantes car c'est la source de tous les composés organiques qui combleront leurs besoins énergétiques et assureront leur croissance.

Des études portant sur une vaste gamme de polluants et de doses ont démontré que les contaminants atmosphériques pouvaient nuire à la photosynthèse. Il y a d'excellents travaux portant sur des contaminants atmosphériques précis: sur l'anhydride sulfureux, par Hallgren (1978) et Zeigler (1975); sur l'ozone, par Verkroost (1974); sur le fluorure, par McCune et Weinstein (1971). Smith (1981) passe en revue tous les principaux polluants. Le présent travail portera surtout sur l'effet des polluants acides, des oxydants et des métaux lourds sur la photosynthèse chez les plantes ligneuses.

Polluants atmosphériques et photosynthèse

Anhydride sulfureux

Les effets du SO_2 sur la photosynthèse ont été étudiés chez les feuillus et chez les conifères. Jensen et Kozlowski (1974) ont exposé des semis de peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides* Michx.) et des frênes d'Amérique ou frênes blancs (*Fraxinum americana* L.) à 0.2, 0,5, 1,0, 4,0 ppm de SO_2 pendant deux ou quatre heures. Il n'y a pas eu de changement notable de la photosynthèse immédiatement après le traitement à 0,2 ou à 0,5 ppm, mais il y a eu une faible diminution de la photosynthèse à 1,0 ppm et une forte diminution à 4,0 ppm. En 24 heures, la photosynthèse était revenue au niveau antérieur à la fumigation. Des réactions semblables ont été constatées dans le cas de pacaniers (*Carya illinoensis*) (Wangenh.) K. Koch) fumigés avec de 1 à 3 ppm de SO_2 pendant deux heures (Sisson et al., 1981).

La réaction de la photosynthèse au SO_2 est influencée par la concentration de SO_2 et par la durée de l'exposition. Carlson (1979) a étudié l'effet du SO_2 sur la photosynthèse de l'érable à sucre

(*Acer saccharum* Marsh.), du chêne noir (*Quercus velutina* Lam.) et du frêne blanc. Après sept jours de fumigation intermittente avec 0,5 ppm de SO_2 à basse humidité et à faible intensité lumineuse, le taux de la photosynthèse était respectivement de 52, 46 et 80 p. 100 pour le chêne noir, l'érable à sucre et le frêne blanc. Après 21 jours de fumigation intermittente au SO_2, la photosynthèse avait été ramenée à 26, 57 et 93 p. 100 du taux antérieur à la fumigation. Les feuilles ne présentaient aucune lésion visible. Lamoreaux et Chaney (1978) ont étudié l'effet du SO_2 sur la photosynthèse de l'érable. Le taux de photosynthèse de feuilles excisées d'érables argentés (*Acer saccharinum* L.) avait diminué de 48 p. 100 après fumigation avec 1,0 ppm de SO_2 pendant 45 heures et de 57 p. 100 après fumigation avec 2,0 ppm pendant 45 heures.

Les conifères sont en général plus sensibles au SO_2 que les feuillus et le taux de photosynthèse est affecté par des niveaux moindres de SO_2. Keller (1977a) a exposé des greffes de sapins (*Abies alba* Mill.) et d'épinettes de Norvège (*Picea abies* (L.) Karst) à une fumigation continue avec 0,05, 0,1 ou 0,2 ppm de SO_2 pendant dix semaines entre la fin d'avril et le début de juin. L'absorption de CO_2 a diminué avec l'augmentation de la concentration de SO_2 et de la durée d'exposition. Chez le sapin, une exposition prolongée à 0,2 ppm de SO_2 a provoqué une diminution d'environ 75 p. 100 du taux de photosynthèse. D'après Keller (1977a), la perte d'accroissement annuel due à une diminution du taux de photosynthèse pourrait être substantielle.

Keller 1980a) a répété ces travaux plus tard. À 0.05 ppm de SO_2, il n'y a pas eu de diminution de l'absorption de CO_2, mais les traitements avec 0,1 et 0,2 ppm de SO_2 ont donné lieu à une diminution de l'absorption de CO_2 avant l'apparition de symptômes visibles. Keller a constaté qu'à doses égales (durée x concentration), la concentration est plus importante que la durée. Hallgren et Gezelius (1982) ont effectué une étude semblable avec des semis de pins d'Écosse (*Pinus sylvestris* L.) de quatre semaines. Les fumigations à 0,07 et 0,14 ppm de SO_2 ont réduit le taux de photosynthèse, lequel a retrouvé le niveau antérieur à la fumigation après le traitement.

Des études sur l'effet de fortes concentration de SO_2 sur des pins d'Écosse et des mélèzes du Japon (*Larix kaempferi*) résistants et sensibles ont été menées par Lorenc- Plucinska (1978a, b; 1982). Une fumigation avec 2,5 ppm de SO_2 effectuée six heures par jour pendant quatre jours a inhibé la photosynthèse de branches provenant de mélèzes résistants et de mélèzes sensibles. Plus la fumigation avait été longue, plus la photosynthèse était réduite et plus la récupération prenant de temps. Après la fumigation, le groupe résistant avait retrouvé 80 p. 100 de la valeur originelle au bout de 48 heures tandis que le groupe sensible n'avait retrouvé que 40 p. 100 de sa valeur originelle. Des résultats semblables ont été obtenus avec des pins d'Écosse.

Ozone

Il y a peu d'information sur l'effet de O_3 sur la photosynthèse des arbres ligneux. Un des tout premiers comptes rendus a été fait par Miller et al. (1969). Des pins à bois lourd (*Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws.) de trois ans ont été fumigés avec 0,15, 0,30 ou 0,45 ppm de O_3 9 heures par jour pendant des périodes allant jusqu'à 68 jours. Après 30 jours de fumigation, les traitements à 0,15, 0,3 et 0,45 ppm avaient provoqué une réduction de la photosynthèse de 10, 70 et 85 p. 100 respectivement. Après 60 jours, le traitement à 0,15 ppm de O_3 avait réduit la photosynthèse de 25 p. 100.

Barnes (1972) a étudié l'effet de O_3 sur des semis de pins d'Elliot (*P. elleoittii Engelm.*), de pins tardifs (*P. serotina* Michx.), de pins blancs (*P. strobus* L.) et de pins à encens (*P. taeda* L.). Les semis ont été fumigés continuellement avec 0,05 ou 0,15 ppm de O_3 pendant des périodes allant jusqu'à 18 semaines. Chez les jeunes semis de pins blancs, O_3 a eu peu d'effet sur la photosynthèse, mais la photosynthère a diminué légèrement chez les semis plus âgés porteurs d'aiguilles secondaires. Le traitement à 0,15 ppm a réduit de façon notable la photosynthèse chez les semis de pins blancs de deux ans et a causé une diminution relativement constante de la photosynthèse chez les semis de pins d'Elliot, de pins tardifs et de pins à encens.

En utilisant des pins blancs ayant dépassé la taille de semis, Botkin et al. (1971, 1972) ont trouvé que le seuil de suppression de la photosynthèse par O_3 se situait environ à 0,5 ppm pendant quatre heures. Au-dessus de cette dose, trois classes de sensibilité à O_3 ont été décelés. Chez les arbres sensibles, une dose de 0,5 à 1,0 ppm de O_3 pendant dix heures réduisait la photosynthèse à zéro. Chez les arbres de sensibilité intermédiaire, une dose semblable réduisait la photosynthèse d'environ 50 p. 100 tandis que chez les arbres résistants, il n'y avait pas de réduction de la photosynthèse. Chez les arbres de sensibilité intermédiaire, la suppression était réversible si la fumigation était suivie d'une période exempte d'ozone.

Lorenc-Plucinska (1979) ont détaché des branches de pins d'Écosse résistants et sensibles et les ont fumigées avec 1 ppm de O_3 6 heures par jour pendant trois jours. Chez les sujets sensibles, la photosynthèse a été inhibée de façon importante tant l'été et que l'automne.

Fluorure

Le fluorure peut avoir un effet sur les plantes sous forme de gaz (HF) ou sous forme de particule (NaF). Keller (1973) a étudié l'effet des fluorures sous forme de particules sur la photosynthèse chez des greffes de bouleaux (*Betula* spp.) d'un an, chez des semis de pins d'Écosse de trois ans et chez des semis de sapins de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) de quatre ans. Les particules ont causé une diminution importante de la photosynthèse chez les greffes de bouleaux, mais la réduction de la photosynthèse chez les autres espèces n'était pas significative en l'absence de symptômes visibles.

Keller (1977b) a aussi étudié l'effet des fluorures sur la photosynthèse d'arbres forestiers en plaçant des semis en pots à différentes distances d'une aluminerie. La photosynthèse des semis de pins était particulièrement sensible aux émissions de l'usine. Le taux de photosynthèse a chuté de plus de 40 p. 100 lorsque la concentration de fluorure dans le feuillage a atteint environ 30 µg/g de fluorure, sur la base de la masse anhydre. La suppression de la photosynthèse a diminué avec l'éloignement de la source de fluorure et l'augmentation de la maturité du feuillage.

Une seconde façon d'aborder l'étude de l'influence des fluorures sur la photosynthèse consiste à cultiver des semis ou à tremper des pousses dans des solutions de fluorure. McLaughlin et Barnes (1975) ont utilisé cette méthode pour étudier l'effet des fluorures sur des feuilles et des aiguilles détachées. Ils ont laissé les aiguilles et les feuilles absorber du fluorure provenant de solutions à 10^{-4}, 10^{-3} ou 10^{-2}M de NaF pendant 24 heures avant de mesurer la photosynthèse. Les chercheurs ont constaté que la photosynthèse de trois espèces de pin et de cinq espèces de feuillus avait été réduite de façon significative par le traitement à 10^{-3} ou à 10^{-2}M de NaF. Les pins étaient plus sensibles que les feuillus et les aiguilles de l'année en cours l'étaient plus que les aiguilles d'un an.

Un traitement moins draconien que le trempage d'aiguilles ou de feuilles détachées dans une solution de NaF consiste à arroser des semis en pots avec de l'eau contenant du fluorure. Keller (1980b) a arrosé des boutures d'épinettes en pots dans du sable de quartz avec une solution contenant 100 ppm de fluorure. La solution a été administrée durant l'hiver et au début du printemps, jusqu'à l'éclosion des bourgeons. Le sol contenant du fluorure a abaissé la photosynthèse de façon significative même si les aiguilles de l'année précédente n'ont pas montré de lésions. Les nouvelles aiguilles, toutefois, sont mortes immédiatement après l'arrosage.

Polluants particulaires et métaux lourds

Les polluants particulaires n'interfèrent pas avec la photosynthèse de la même façon que les polluants gazeux toxiques. Auclair (1976) a déterminé les effets de la matière particulaire sur la croissance des forêts: elle agit comme un filtre de poussière. On a mesuré la photosynthèse de semis

d'épinettes de Norvège (*Picea abies* (L.) Karst.) qui avaient été saupoudrés de poussière de ciment ou de charbon. Lorsque l'intensité lumineuse est élevée, la poussière n'a pas d'effet sur la photosynthèse, mais lorsque l'intensité lumineuse est faible ou moyenne, il y a une diminution de la photosynthèse. Auclair (1977) a étendu sont étude à des semis de pins d'Écosse et de peupliers (*Populus euramericana*), mais n'a utilisé que de la poussière de charbon. Les résultats ont été similaires.

Pour étudier des métaux lourds, on a fait pousser des semis dans des sols contenant des métaux lourds ou on a trempé des branches dans des solutions contenant des métaux lourds. Carlson et Bazzaz (1977) ont cultivé des semis de platanes (*Plantanus occidentalis* L.) dans un sol contenant jusqu'à 1 000 µg/g de plomb et 100 µg/g de cadmium. McLaughlin et Barnes (1975) ont utilisé cette méthode pour étudier l'effet des fluorures sur des feuilles et des aiguilles détachées. Ils ont laissé les aiguilles et les feuilles absorber du fluorure provenant de solutions a 10^{-4}, 10^{-3} ou 10^{-2} M de NaF pendant 24 heures avant de mesurer la photosynthèse. Les chercheurs ont constaté que la photosynthèse de trois espèces de pin et de cinq espèces de feuillus avait été réduite de façon significative par le traitement à 10^{-3} ou à 10^{-2} M de NaF. Les pins étaitent plus sensibles que les feuillus et les aiguilles de l'année en cours l'étaient plus que les aiguilles d'un an.

Un traitement moins draconien que le trempage d'aiguilles ou de feuilles détachées dans une solution de NaF consiste à arroser des semis en pots avec de l'eau contenant du fluorure. Keller (1980b) a arrosé des boutures d'épinettes en pots dans de sable de quartz avec une solution contenant 100 ppm de fluorure. La solution a été administrée durant l'hiver et au début du printemps, jusqu'à l'éclosion des bourgeons. Le sol contenant du fluorure a abaissé la photosynthèse de façon significative même si les aiguilles de l'année précédente n'ont pas montré de lésions. Les nouvelles aiguilles, toutefois, sont mortes immédiatement après l'arrosage.

Polluants particulaires et métaux lourds

Les polluants particulaires n'interfèrent pas avec la photosynthèse de la même façon que les polluants gazeux toxiques. Auclair (1976) a déterminé les effets de la matière particulaire sur la croissance des forêts: elle agit comme un filtre de poussière. On a mesuré

la photosynthèse de semis d'épinettes de Norvège (*Picea abies* (L.) Karst.) qui avaient été saupoudrés de poussière de ciment ou de charbon. Lorsque l'intensité lumineuse est élevée, la poussière n'a pas d'effet sur la photosynthèse, mais lorsque l'intensité lumineuse est faible ou moyenne, il y a une diminution de la photosynthèse. Auclair (1977) a étendu son étude à des semis de pins d'Écosse et de peupliers (*Populus euramericana*), mais n'a utilisé que de la poussière de charbon. Les résultats ont été similaires.

Pour étudier des métaux lourds, on a fait pousser des semis dans des sols contenant des métaux lourds ou on a trempé des branches dans des solutions contenant des métaux lourds. Carlson et Bazzaz (1977) ont cultivé des semis de platanes (*Plantanus occidentalis* L.) dans un sol contenant jusqu'à 1 000 µg/g de plomb et 100 µg/g de cadmium. Après 90 jours, le taux de photosynthèse des semis traités au plomb ou au cadmium avait diminué. L'addition de cadmium aux plants traités au plomb n'a pas réduit le taux de photosynthèse au-dessous de ce qui avait été observé dans le cas des plants traités au plomb seulement.

L'influence du cadmium sur des feuilles d'érables argentés a été étudiée par Lamoreaux et Chaney (1978). Après avoir trempé la pétiole des feuilles dans des solutions de 5, 10 et 20 ppm de cadmium pendant 45 heures, ils ont constaté une diminution significative du taux de photosynthèse. Il y a eu une augmentation de la photosynthèse dans les feuilles traitées avec 5 ppm de cadmium.

Polluants multiples

À partir de l'information sur la façon dont un polluant donné affecte la photosynthèse, il n'est pas possible de prévoir l'effet qu'auront deux ou plusieurs polluants sur ce processus. Carlson (1979) a observé qu'une fumigation intermittente avec 0,05 ppm de SO_2 ou 0,05 ppm de O_3 pendant sept jours réduisait le taux de photosynthèse du chêne noir d'environ 48 p. cent. Si l'effet des deux polluants était cumulatif, le taux de photosynthèse des semis de chênes noirs exposés aux deux polluants devrait être réduit de 96 p. 100. Toutefois, Carlson a constaté que le taux n'était réduit que de 44 p. 100. Inversement, Carlson (1979) a constaté qu'une fumigation intermittente avec 0,05 ppm de SO_2 pendant sept jours réduisait le taux de photosynthèse du frêne blanc de 20 p. 100 dandis qu'un traitement avec 0,05 ppm de O_3 n'avait pas d'effet sur le taux de photosynthèse. Le taux de photosynthèse des semis de frênes blancs exposés aux deux polluants a été réduit de 38 p. 100, environ deux fois ce qui avait été prévu si l'effet des deux polluants avait été cumulatif.

D'après ces résultats et d'après des résultats semblables obtenus entre autres par Lamoreaux et Chaney (1978) et Keller (1980b), il semble que l'effet de chaque combinaison de polluants sur chaque espèce doit faire l'objet d'une étude distincte. Il semble très difficile d'élaborer un modèle général pour prédire l'effet des polluants sur la croissance d'après leur impact sur la photosynthèse.

Modes d'action et localisation du phénomène

Le mécanisme ou le mode d'action par lequel les polluants ont un impact sur la photosynthèse n'est pas complètement compris. Il s'agit probablement d'une interaction complexe qui met en cause un ou plusieurs des phénomènes suivants: 1) modification de l'activité des stomates; 2) dégradation de la chlorophylle; 3) rupture des membranes cellulaires et du chloroplaste; 4) modification de la respiration ou 5) interférence avec les processus enzymatiques ou les autres processus physiologiques.

Activité des stomates

Les stomates constituent la principale voie d'entrée du CO_2 dans les feuilles des végétaux supérieurs et, en influançant l'ouverture et la fermeture des stomates, les polluants peuvent avoir un effet indirect sur la photosynthèse. L'ouverture et la fermeture des stomates sont causées par des changements de la différence de turgescence entre les cellules de garde ou une diminution de la turgescence des cellules adjacentes. De la même façon, la fermeture peut être causée par une baisse de la turgescence des cellules de garde ou par une augmentation de la turgescence des cellules adjacentes (Majernik et Mansfield, 1973).

Biggs et Davis (1980) ont étudié l'influence que pouvait avoir l'application de 0,3, 0,6, 0,9 et 1,2 ppm de SO_2 pendant 1, 2, 3 et 4 heures sur la réaction des stomates de bouleaux gris (*Betula populifolia* Marsh.), de bouleaux jaunes (*B. lutea* Michx. f.) et de bouleaux communs (*B. pendula* Roth.). Le taux de conductance stomatique, chez le bouleau jaune et le bouleau commun, a augmenté après une exposition à 0,3 ppm de SO_2 pendant une et deux heures, mais elle a diminué lors de l'application de doses plus élevées. Chez le bouleau gris, le taux de conductance stomatique n'a augmenté qu'après une exposition à 0,3 ppm de SO_2 pendant une et deux heures, mais elle a diminué lors de l'application de doses plus élevées. Chez le bouleau gris, le taux de conductance stomatique n'a augmenté qu'après une exposition à 0,6 ppm de SO_2 pendant une et trois heures et elle a diminué lors de l'application de toutes les autres doses. Des résultats semblables ont été obtenus par Noland et Kozlowski (1979) avec des ormes d'Amérique (*Ulmus Americana* L.) et par Suwannapinunt et Kozlowski (1980) avec des érables argentés et des robiniers faux-acacias (*Robinia Pseudo-Acacia* L.). La fumigation des semis d'érables argentés et de robiniers faux-acacias avec 0,75 ppm de SO_2 pendant une période de deux à seize heures a causé une augmentation de l'évapotranspiration, mais la transpiration a diminué à mesure qu'augmentait la durée de la fumigation.

L'effet initial du SO_2 sur l'ouverture des stomates peut être relié à une réduction de la turgescence des cellules auxiliaires (Suwannapinunt et Kozlowski, 1980; Heath, 1980). Une absorption préférentielle rapide de SO_2 par les cellules auxiliaires suivie de changements dans la perméabilité des membranes et d'une diminution de la turgescence des cellules peut expliquer l'élargissement des ouvertures des stomates et l'accroissement de la transpiration (Squire et Mansfield, 1972; Biscoe *et al.*, 1973). À mesure que la concentration de SO_2 ou la durée de la fumigation augmente, l'induction de l'ouverture des stomates s'abaisse et les stomates finissent par se fermer (Noland et Kozlowski, 1979). La fermeture des stomates à de fortes doses de SO_2 peut être associée avec l'accumulation de CO_2 dans les chambres sous-stomatiques à la suite d'une inhibition de la photosynthèse par le SO_2 (Sij et Swanson, 1974). Des changements dans la perméabilité des membranes des cellules de garde peuvent aussi être en cause (Puckett *et al.*, 1977).

L'on dispose de peu d'information sur l'impact des oxydants sur les stomates des plantes ligneuses. Coyne et Bingham (1982) ont comparé la photosynthèse de pins à bois lourd comportant des lésions légères, modérées et graves dans des peuplements adultes naturellement exposés à des fumigations d'oxydants. Ils ont constaté que le rapport entre la résistance au CO_2 des stomates et la résistance totale diminuait à mesure qu'augmentaient la lésion par les oxydants et l'âge des aiguilles. Cette observation laisse croire que la perte de pouvoir de photosynthèse était avant tout reliée à la perte de fonction des chloroplastes plutôt qu'à une augmentation de la résistance de la diffusion du CO_2 à travers les stomates.

Les polluants particulaires et les métaux lourds peuvent influencer la photosynthèse en agissant sur les stomates de plusieurs façons. L'une de celles-ci est l'obturation physique des stomates. Williams et al. (1971) ont examiné des feuilles de chêne (*Quercus petraea* (Malluschka) Leibl.) poussant sous le vent d'une raffinerie de carburant. Ils ont observé que les dépôts en surface donnaient lieu à une augmentation importante du nombre de stomates dont les pores contenaient de la matière particulaire, ce qui, selon eux, se traduirait par des niveaux élevés de soufre à l'intérieur des feuilles et une augmentation de la perte d'eau. Czaja (1966) a démontré que les stomates de conifères peuvent être obturés par les poussières, empêchant ainsi les échanges gazeux normaux.

Une seconde façon qu'aurait la matière particulaire d'inhiber l'activité des stomates a été proposée par Czaja (1962). En présence de poussière de ciment, le processus d'hydratation de la formation d'une croûte libère de l'hydroxyde de calcium. Cette solution alcaline peut pénétrer dans les stomates et causer des lésions aux cellules sous-jacentes. Ce processus peut être important chez les conifères dont les stomates sont exposés. Cette solution alcaline peut également saponifier la cuticule protectrice des feuilles et des aiguilles puis migrer par les cellules épidermiques et causer des lésions aux tissus palissadiques et parenchymateux.

Les métaux lourds peuvent avoir une influence sur les stomates en inhibant le comportement stomatique. Lamoreaux et Chaney (1978) ont signalé que la résistance des feuilles à la diffusion augmentait généralement avec une augmentation de la concentration en cadmium dans des feuilles excisées d'érables argentés. Le cadmium est reconnu pour réduire la transpiration chez une variété d'espèces en inhibant l'ouverture des stomates (Bazzaz *et al.*, 1974a, b; Carlson *et al.*, 1975; Carlson et Bazzaz, 1977).

Chlorophylle

La teneur en chlorophylle de feuilles fumigées avec des polluants atmosphériques a été mesurée dans le cadre de plusieurs études. Les données sont toutefois très contradictoires.

Ricks et Williams (1975) ont fait état d'une différence dans le taux relatif de dégradation de la chlorophylle a et de la chlorophylle b dans des feuilles de chênes poussant dans des endroits normalement pollués, avant la chute des feuilles. À l'emplacement pollué, la chlorophylle a s'est

dégradée quatre fois plus vite que la chlorophylle b; à l'emplacement témoin, les deux chlorophylles se sont dégradées à peu près à la même vitesse. Ricks et Williams (1975) ont conclu que la dégradation de la chlorophylle a et b est un mauvais indice des dommages causés par la pollution atmosphérique.

Mann *et al.* (1980) ont aussi étudié la teneur en chlorophylle d'espèces ligneuses dans un environnement naturel. Lors de l'étude de groupes de pins blancs sensibles ou tolérants à la pollution atmosphérique, ils n'ont pas observé de différences entre les deux groupes pour ce qui est de la photosynthèse, sur la base de la masse des aiguilles, mais ils ont constaté des différences dans la teneur en chlorophylle. La teneur en chlorophylle des nouvelles aiguilles du groupe tolérant était environ 15 p. 100 plus élevée que celle du groupe sensible. La teneur moyenne en chlorophylle des aiguilles de l'année en cours dans le groupe tolérant était de 11 p. 100 plus élevée pendant la saison de végétation; dans les aiguilles d'un an, la teneur en chlorophylle du groupe sensible était de 50 p. 100 inférieure à celle du groupe d'arbres tolérants. D'après Mann *et al.* (1980), la teneur moindre en chlorophylle peut être due à l'action directe du polluant sur le photopigment, ou ce peut être un résultat secondaire d'une déficience en éléments nutritifs provenant d'une réduction des hydrates de carbone servant à la croissance des racines.

Des fumigations contrôlées ont donné lieu à des résultats contradictoires. Après 12 heures de fumigation avec 2 ppm de SO_2, Krawiarz *et al.* (1979) ont constaté que la teneur en chlorophylle a dans des feuilles de peupliers (*Populus hybrida* 275) avait quintuplé tandis que la teneur en chlorophylle b avait doublé. Après 32 heures de fumigation, les feuilles avaient des lésions visibles et la teneur en chlorophylle diminuait. Suwannapinunt et Kozlowski (1980) ont signalé qu'un traitement avec 2 ppm de SO_2 pendant de une à quatre heures avait réduit de façon significative la teneur en chlorophylle de jeunes semis de robiniers faux-acacias, mais n'avait pas eu d'effet sur la chlorophylle de feuilles de semis d'ormes d'Amérique.

Ce proglème a été étudié en détail par Malhotra (1978) qui a utilisé des aiguilles de pins tordus (*P. contorta* Dougl.) et des solutions aqueuses de sulfite. Les solutions représentant de 100 à 500 ppm de SO_2 ont causé une diminution marquée dans la teneur totale en chlorophylle, la chlorophylle a étant toutefois plus sensible au SO_2 que la chlorophylle b. Le SO_2 a causé une conversion de la chlorophylle a en phaeophytine a et de la chlorophylle b en chlorophyllide b. Le processus de désintégration de la chlorophylle peut dépendre de l'échange de l'atome de magnésium central dans la molécule de chlorophylle. Cette réaction se produit facilement dans un milieu acide. Malhotra, toutefois, conclut que l'échange était dû à l'action spécifique directe du SO_2 et n'était pas une fonction de l'acidité. Quoi qu'il en soit, d'après Zeigler (1975), la destruction de la chlorophylle par le SO_2 est un processus trop lent pour expliquer la diminution rapide de la photosynthèse. Cette opinion est appuyée par Hallgren et Gezelius (1982). Ces derniers en viennent à la conclusion que la diminution de la chlorophylle pourrait être causée par l'action du SO_2 sur la synthèse de la chlorophylle et non par la dégradation de la chlorophylle.

Effets sur le chloroplaste et la membrane

Des études au microscope électronique ont démontré que les polluants atmosphériques peuvent causer une rupture des chloroplastes et des membranes cellulaires. Malhotra (1976) a étudié l'effet du SO_2 sur l'infrastructure d'aiguilles de pins à bois dur à l'aide de solutions aqueuses représentant de 100 à 500 ppm de SO_2. Les solutions de SO_2 ont causé un gonflement des thylakoides et une désintégration des parois internes des chloroplastes. Les lésions aux structures des chloroplastes étaient plus prononcées dans les tissus âgés que dans les tissus jeunes et dans les tissus au métabolisme plus actif. Noble et al. (1980) ont examiné des tissus porteurs de lésions causées par des fumigations avec de l'O_3. Dans les feuilles atteintes, on a constaté une légère diminution de la teneur en amidon et une diminution du nombre de thylakoides par granum. Il y avait également de nombreux renflements des membranes cytoplasmiques dans la vacuole.

Respiration et autres processus physiologiques

Dans le présent article, la photosynthèse dont il est question est la photosynthèse nette sans correction pour tenir compte de la respiration à l'obscurité ou de la photorespiration. Les valeurs rapportées peuvent être indirectement affectées par l'influence des polluants atmosphériques sur ces processus. Barnes (1972) a signalé que 0,15 ppm de O_3 avait stimulé la respiration chez des pins jeunes appartenant à quatre espèces, traités pendant 5 à 18 semaines. La respiration a été stimulée de 27 p. 100 chez des semis de pins blancs de quatre mois fumigés pendant cinq semaines avec 0,05 ppm de O_3. Lorenc-Plucinska (1978b) a signalé qu'une fumigation de 1 ppm de SO_2 pendant six heures par jour pendant trois jours avait inhibé la photorespiration chez des semis de pins d'Écosse. Des résultats semblables ont été obtenus avec des semis de pins d'Écosse sensibles traités avec de l'O_3 (Lorenc-Plucinska, 1979).

Le processus de la photosynthèse met en cause un grand nombre de réactions chimiques et enzymatiques (Bidwell 1974). Les polluants qui interfèrent avec l'une de ces réactions causent une dégradation enzymatique ou interfèrent avec la synthèse des enzymes, ce qui peut affecter l'ensemble du processus de photosynthèse. Une des enzymes importantes pouvant être affectées par les polluants est la carboxylase ribulose biphosphate (RUBP). Cette enzyme ajoute du CO_2 au ribulose. Hallgren et Gezelius (1982) ont constaté que la photosynthèse diminuait avec une augmentation de la dose de SO_2 et que cette diminution était en corrélation avec une diminution semblable dans l'activité de la carboxylase RUBP.

Ouvrages de référence

Auclair, D. 1976. Effets des poussières sur la photosynthèse. I. Effets des poussières de ciment et de charbon sur la photosynthèse de L'épicéa. Ann. Sci. For. 33:247-255.

Auclair, D. 1977. Effets des poussières sur la photosynthèse. II. Influence des polluants particulaires sur la photosynthèse du Pin sylvestre et du Peuplier. Ann. Sci. For. 34:47-57.

Barnes, R.L. 1972. Effects of chronic exposure to ozone on photosynthesis and respiration of pines. Environ. Pollut. 3:133-138.

Bazzaz, F.A.; Rolfe, G.L.; Carlson, R.W. 1974a. Effect of Cd on photosynthesis and transpiration of excised leaves of corn and sunflower. Physiol. Plant. 32:373-376.

Bazzaz, F.A.; Carlson, R.W.; Rolfe, G.L. 1974b. The effect of heavy metals on plants: Part I. Inhibition of gas exchange in sunflower by Pb, Cd, Ni and T1. Environ. Pollut. 7:241- 246.

Biggs, A.R.; Davis, D.D. 1980. Stomatal response of three birch species exposed to varying acute doses of SO_2. J. Am. Soc. Hort. Sci. 105:514-516.

Bidwell, R.G.S. 1974. Plant physiology. MacMillan Publishing Co., New York.

Biscoe, P.V.; Unsworth, M.H.; Pinckney, H.R. 1973. The effects of low concentrations of sulphur dioxide on stomatal behavior in *Vicia faba*. New Phytol. 72:1299-1306.

Botkin, D.B.; Smith, W.H.; Carlson, R.W. 1971. Ozone suppression of white pine photosynthesis. J. Air. Pollut. Cont. Assoc. 12:778-780.

Botkin, D.B.; Smith, W.H.; Carlson, R.W.; Smith, T.L. 1972. Effects of ozone on white pine saplings: Variation in inhibition and recovery of net photosynthesis. Environ. Pollut. 3:273- 289.

Carlson, R.W. 1979. Reduction in the photosynthesis rate of *Acer*, *Quercus* and *Fraxinus* species caused by sulphur dioxide and ozone. Environ. Pollut. 18:159-170.

Carlson, R.W.; Bazzaz, F.A.; Rolfe, G.L. 1975. The effects of heavy metals on plants. II. Net photosynthesis and transpiration of whole corn and sunflower plants treated with Pb, Cd, Ni and T1. Environ. Res. 10:113-120.

Carlson, R.W.; Bazzaz, F.A. 1977. Growth reduction in American sycamore (*Plantanus occidentalis* L.) caused by Pb-Cd interaction. Environ. Pollut. 12:243-253.

Coyne, P.I.; Bingham, G.E. 1982. Variation in photosynthesis and stomatal conductance in an ozone-stressed ponderosa pine stand: Light response. For. Sci. 28:257-273.

Czaja, A.T. 1962. Uber das Problem des Zementstaubwirkung auf Pflanzen. Staub 22:228- 232.

Czaja, A.T. 1966. Uber di Einwirkung von Stauben, speziell von Zementofenstaub auf Pflanzen. Angew Bot. 40:106-120.

Hallgren, J.-E. 1978. Physiological and biochemical effects of sulfur dioxide on plants. In J.E. Nriagu (Ed.), Sulfur in the environment. Partie II. Ecological impacts. John Wiley and Sons, Inc., New York. Pages 103-209.

Hallgren, J.-E.; Gezelius, K. 1982. Effects of SO_2 on photosynthesis and ribulose biphosphate carboxylase in pine tree seedlings. Physiol. Plant. 54:153-161.

Heath, R.L. 1980. Initial events in injury to plants by air pollutants. Ann. Rev. Plant Physiol. 31:395-431.

Jensen, K.F.; Kozlowski, T.T. 1974. Effect of SO_2 on photosynthesis of quaking aspen and white ash seedlings. *In* North Am. For. Biol. Workshop Proc. 3:359.

Keller, T. 1973. On the phytotoxicity of dust-like fluoride compounds. Staub Reinhalt. Luft. 33:379-381.

Keller, T. 1977a. The effect of long during, low SO_2 concentrations upon photosynthesis of conifers. In 4th Int. Clean Air Congr. Pages 81-83.

Keller, T. 1977b. The influence of air pollution by fluorides on photosynthesis of forest tree species. *In*: W. Bossland (Ed.) Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes. 53:163-198.

Keller, T. 1980a. The effect of a continuous springtime fumigation with SO_2 on CO_2 uptake and structure of the annual ring in spruce. Journ. can. de la rech. for. 10:1-6.

Keller, T. 1980b. The simultaneous effect of soil-bone NaF and air pollutant SO_2 on CO_2 uptake of pollutant accumulation. Oecologia 44:283-285.

Krawiarz, K.; Oleksyn, J.; Karolewski, P. 1979. Changes in chlorophyll a and b content in leaves of the poplar *Populus 'Hybrida* 257' subjected to action of SO_2 and in the needles of European larch treated with HF. Arbor. Kornickie 24:321-328.

Lamoreaux, R.J.; Chaney, W.R. 1978. Photosynthesis and transpiration of excised silver maple leaves exposed to cadmium and sulphur dioxide. Environ. Pollut. 17:259-268.

Lorenc-Plucinska, G. 1978a. The effect of SO_2 on the photosynthesis and dark respiration of larch and pine differing in resistance to this gas. Arbor. Kornickie 23:121-132.

Lorenc-Plucinska, G. 1978b. Effect of sulphur dioxide on photosynthesis, photorespiration and dark respiration of Scots pine differing in resistance to this gas. Arbor. Kornickie 23:133-145.

Lorenc-Plucinska, G. 1979. The effect of ozone on photosynthesis and respiration of Scots pine differing in resistance to this gas. Arbor. Kornickie 24:329-337.

Lorenz-Plucinska, G. 1982. Effect of sulfur dioxide on CO_2 exchange in SO_2-tolerant and SO_2-susceptible Scots pine seedlings. Photosynthetica 16:140-144.

McCune, D.C.; Weinstein, L.H. 1971. Metabolic effects of atmospheric fluorides on plants. Environ. Pollut. 1:169-174.

McLaughlin, S.B., Jr.; Barnes, R.L. 1975. Effects of fluoride photosynthesis and respiration of some southeast-American forest trees. Environ. Pollut. 8:91-96.

Majernik, O.; Mansfield, T.A. 1973. Stomatal responses to raised atmospheric CO_2 concentrations during exposure of plants to SO_2 pollution. Environ. Pollut. 3:1-7.

Mann, L.K.; McLaughlin, S.B.; Shriner, D.S. 1980. Seasonal physiological responses of white pine under chronic air pollution stress. Environ. Exp. Bot. 20:99-105.

Malhotra, S.S. 1976. Effects of sulphur dioxide on biochemical activity and ultrastructural organization of pine needle chloroplasts. New Phytol. 76:239-245.

Malhotra, S.S. 1978. Effects of aqueous sulphur dioxide on chlorophyll destruction in *Pinus contorta*. New Phytol. 78:101-109.

Miller, P.R.; Parmeter, J.R., Jr.; Flick, B.H.; Martinez, C.W. 1969. Ozone dosage response of ponderosa pine seedlings. J. Air. Pollut. Cont. Assoc. 19:435-438.

Noble, R.; Pechak, D; Jensen, K. 1980. Ozone effects on the ultrastructure of the chloroplasts from hybrid poplar leaves. Micron 11:13-14.

Noland, T.L.; Kozlowski, T.T. 1979. Effect of SO_2 on stomatal aperture and sulfur uptake of woody angiosperm seedlings. Journ. can. de la rech. 9:57-62.

Puckett, K.J.; Tomassini, F.D.; Nieboer, E; Richardson, D.H.S. 1977. Potassium efflux by lichen thalli following exposure to aqueous sulfur dioxide. New. Phytol. 179:135-145.

Ricks, G.R.; Williams, R.J.H. 1975. Effects of atmospheric pollution on deciduous woodland Part 3: Effects on photosynthetic pigments of levels of *Quercus petraea* (Mattuschka) Leibl. Environ. Pollut. 8:97-106.

Sij, J.W.; Swanson, C.A. 1974. Short-term kinetic studies on the inhibition of photosynthesis by sulfur dioxide. J. Environ. Qual. 3:103-107.

Sisson, W.B.; Booth, J.A.; Throneberry, G.O. 1981. Absorption of SO_2 by pecan (*Carya illinoensis* (Wang) K. Koch) and alfalfa (*Medicago sativa* L.) and its effect on net photosynthesis. J. Exp. Bot. 32:523-534.

Smith, W.H. 1981. Air pollution and forests: Interactions between air contaminants and forest ecosystems. Springer-Verlag, New York.

Squire, G.; Mansfield, T.A. 1972. A simple method of isolating stomata on detached epidermis of low pH treatment: observations of the importance of subsidiary cells. New Phytol. 71:1033-1043.

Suwannapinunt, W.; Kozlowski, T.T. 1980. Effect of SO_2 on transpiration, chlorophyll content, growth, and injury in young seedlings of woody angiosperms. Journ. can. de la rech. 10:78-81.

Verkroost, M. 1974. The effect of ozone on photosynthesis and respiration of *Scenedesmus obtusiusculus* Chod., with a general discussion of effects of air pollutants in plants. Meded. Landbouwhogesh. Wageningen 19:1-78.

Williams, R.J.H.; Lloyd, M.M.; Ricks, G.R. 1971. Effects of atmospheric pollution on deciduous woodland. I. Some effects on leaves of *Quercus petraea* (Mattuschka) Leibl. Environ. Pollut. 2:57-68.

Ziegler, I. 1975. The effect of SO_2 pollution on plant metabolism. Residue Rev. 56:79-105.

Séance technique III
Effets des pluies acides sur la végétation forestière

Récents changements intervenus dans la croissance des arbres forestiers dans le nord-est des États-Unis

Arthur H. Johnson
Université de Pennsylvanie

Thomas G. Siccama
School of Forestry and Environmental Studies
Université Yale

Andrew J. Friedland
Université de Pennsylvanie

Résumé

Des carottes de *Picea rubens* Sarg. prélevées dans les forêts boréales subalpines des États de New York, du Vermont et du New Hampshire révèlent une baisse appréciable et sans équivoque de la croissance qui a débuté durant la première moité des années 1960 et a précédé un dépérissement général de cette espèce dans les forêts du Nord-Est situées en altitude. Dans les sols sableux du sud du New Jersey, *Pinus rigida* Mill. et *Pinus echinata* Mill. affichent une diminution très semblable des cernes dès la fin des années 1950. Cette baisse de croissance est dans chaque cas générale, appréciable et soutenue jusqu'à aujourd'hui, ce qui permet de soupçonner une altération physiologique importante. Le moment de cette baisse de croissance donne à croire qu'il s'agit d'une séquelle du stress causé par la sécheresse. Bien que le stress causé par la pollution (notamment par les dépôts acides) puisse se manifester de bien des façons dans les forêts, on n'a pas la preuve actuellement d'une corrélation entre le stress de pollution et les changements observés au niveau de la croissance.

Introduction

Un important volume de recherches a été consacré aux effets potentiels des dépôts acides sur la productivité des forêts. On s'est évertué à en prédire les conséquences à long terme selon un cheminement théorique et l'on a multiplié les expériences au moyen de précipitations acides simulées pour mesurer la réaction des végétaux. On dispose aujourd'hui de résultats empiriques sur certains aspects de la germination, de l'ensemencement, de la croissance, de la morphologie et de toute une variété de processus biochimiques et physiologiques. On a tenté de déterminer les effets directs des changements intervenus dans les propriétés chimiques des sols de même que leurs effets sur les arbres. On dispose actuellement d'un important volume de données qui permet de comprendre les effets potentiels des dépôts acides. Mais ce qu'on comprend moins bien en revanche, c'est l'action des dépôts acides dans les forêts. On a récemment constaté que depuis 20 ans, certaines espèces forestières étaient victimes d'une baisse de croissance généralisée, appréciable et soutenue. Parmi les espèces recensées jusqu'ici, mentionnons l'épinette rouge (*Picea rubens*), le pin rigide (*Pinus rigida*) et le pin à feuilles courtes (*Pinus echinata*). La baisse de croissance de l'épinette rouge a précédé la forte mortalité et le dépérissement de cette espèce en Nouvelle-Angleterre. La question qui vient immédiatement à l'esprit est de savoir s'il existe une corrélation entre les dépôts acides et ces changements de croissance.

L'établissement d'une relation entre les dépôts acides et les changements de croissance n'est pas une mince entreprise. Les mesures de la composition chimique des arbres affectés, de même que la relation entre les taux de dépôts acides et le pH des précipitations ne fournissent pas suffisamment de preuves pour affirmer que les dépôts acides sont responsables des récents changements observés dans les forêts. Bien que les résultats théoriques et empiriques permettent d'expliquer l'action des dépôts

acides, il est difficile de les extrapoler dans la réalité. Les principaux facteurs restrictifs sont les suivants :

1. Les travaux empiriques ont généralement été axés sur un seul stress (dépôts acides) et n'ont cherché à mesurer au mieux que quelques réactions des espèces. Sur le terrain, les arbres sont l'objet de nombreuses agressions qui peuvent agir par synergie et avoir des effets que les recherches empiriques sont incapables de prédire.

2. Les études sur la chimie des tissus ont révélé des différences entre les arbres affectés et les autres, mais il est difficile de savoir si ces différences sont une cause du stress ou l'un de ses effets.

3. Il n'existe pratiquement pas de données sur les changements physiologiques qui ont accompagné les baisses de croissance ou la mortalité observées.

4. Il existe peu de données de base historiques avant 1960 qui autoriseraient des comparaisons avec les récents relevés sur les caractéristiques des sols et de la végétation en vue d'évaluer les changements à long terme.

La présente communication résume l'étendue et la nature des changements de croissance qui ont affecté le pin et l'épinette, en plus de donner un résumé des preuves sur l'éventuelle responsabilité des retombées acides et d'exposer les idées de l'auteur sur les recherches qu'il y a lieu de réaliser.

Étude sur les pinelands du New Jersey

La région des Pinelands, au sud du New Jersey, couvre une superficie d'environ 2500 km^2 et se caractérise par des sols sableux acides et pauvres en éléments nutritifs. La diminution du taux de croissance du pin rigide et du pin à feuilles courtes a été décrite par Johnson *et al.* (1981) et elle prévaut dans toute la région sur les Quartzipsamments et les Hapludults qui ont un pH de l'ordre de 3,5 à 4,5 et un très faible CEC (0-4 meq 100 g^{-1}). On note une neutralisation relativement faible des acides atmosphériques dans le sol par échanges de base ou altération des minéraux (Johnson 1979; Turner 1983). L'échantillonnage à long terme révèle que les cours d'eau d'amont dans la région de Pine Barrens se sont acidifiés depuis le début des années 1960, les SO^{2-}_4 étant les principaux anions acides créant un équilibre avec les ions H^+. Johnson (1979) en a conclu que l'explication la plus plausible était l'acidification des précipitations conjuguée à l'absence de pouvoir tampon des vieux sols considérablement altérés.

Environ le tiers des pins (*Pinus rigida* et *Pinus echinata*) présente un traumatisme manifeste des cernes. Des cernes anormalement étroits sont apparus pour la première fois entre 1956 et 1965, indépendamment de l'âge ou de l'espèce. La première année de croissance moindre varie d'un arbre à l'autre, mais 1957 est une année décisive dans l'apparition du phénomène (figures 1,2). Johnson *et al.* (1981) ont comparé les vieux arbres (80 à 100 ans) et les jeunes arbres (40 à 60 ans) poussant sur six sites, et ont constaté qu'ils avaient le même taux de croissance pour commencer mais qu'après 20 ans, les plus jeunes avaient un taux de croissance nettement plus lent (figure 3). Ce ralentissement de croissance s'est produit entre 1955 et 1979. Si l'on compare le profil du pH des cours d'eau aux taux de croissance, on constate une similitude notoire entre 1963 et 1979 (figure 4). Des analyses par régression multiple et multicritères effectuées avec une vingtaine de facteurs de contrôle de croissance potentiels ont révélé que le pH des cours d'eau (qui est une variable substitutive raisonnable du pH des précipitations (Johnson *et al.* 1981)), de même que la sécheresse, la température hivernale, l'humidité hivernale, le taux d'ensoleillement printanier et estival constituent des variables importantes liées à la croissance après 1955, mais pas avant. Le changement des variables ayant un effet sur la croissance des arbres et la diminution des cernes semblent incriminer l'apparition ou l'accentuation de

certaines agressions vers le milieu des années 1950. La réaction différée et le caractère durable des cernes traumatiques restent inexpliqués mais traduisent sans doute d'importants changements physiologiques provoqués par des agressions du milieu. Comme l'ont démontré Johnson *et al.* (1981), l'ozone et le SO_2 ne semblent pas être intervenus dans cette baisse de croissance, mais les preuves ne sont guère concluantes à cet égard.

Croissance et dépérissement des épinettes

Les pathologies liées au stress, le dépérissement terminal et l'étiolement expliquent la forte mortalité enregistrée chez les feuillus depuis quelque dizaines d'années (Manion, 1981). Selon de récentes observations effectuées dans les forêts d'épinettes rouges situées à haute altitude dans les États de New York et de Nouvelle-Angleterre, la forte mortalité constatée porte les marques de pathologies liées au stress. Ces pathologies sont le fait d'agressions prédisposantes, incitatrices et effectives qui aboutissent à un affaiblissement progressif des arbres, au dépérissement terminal (dessèchement des rameaux), à l'invasion d'agents pathogènes secondaires et dans bien des cas, à la mort.

Le dépérissement de l'épinette de Norvège (*Picea abies*), du pin argenté (*Abies alba*) et du hêtre (*Fagus sylvatica*) a été signalé dans plusieurs régions d'Allemagne de l'Ouest (Ulrich, 1982), et plusieurs analogies relevées entre ce phénomène en Amérique du Nord et en Europe portent à croire que ces pathologies ont des origines communes. Comme les forêts en dépérissement sont situées dans des régions qui reçoivent d'importants volumes de dépôts acides et qu'il n'existe aucune autre cause évidente pouvant expliquer cette mortalité, on accorde de plus en plus de crédit à la responsabilité des dépôts acides dans le dépérissement observé.

Nature des peuplements en dépérissement

L'épinette rouge est une espèce ombrophile d'une grande longévité (plus de 300 ans) qui est l'une des principales composantes des forêts des Appalaches d'altitude moyenne à élevée. La plupart des recherches se sont jusqu'ici concentrées sur les forêts boréales subalpines et non sur les peuplements de basse altitude, dont on connaît l'importance économique, qui recouvrent de vastes superficies dans le nord du Vermont et du New Hampshire, le Maine et le Canada. On a peu parlé du dépérissement terminal de l'épinette dans les forêts de ces régions. Les forêts boréales subalpines nordiques se caractérisent par un couvert formé d'épinettes rouges, de sapins baumiers (*Abies balsamea*) et de bouleaux blancs de montagne (*Betula papyrifera* var. *cordifolia*). Dans le nord des Appalaches, les pentes inférieures sont occupées par une forêt de feuillus dominée par l'érable à sucre (*Acer saccharum*), le hêtre américain (*Fagus grandifolia*) et le merisier (*Betula alleghaniensis*). La bande située entre les forêts boréales et les bois-francs nordiques est occupée par une étroite zone de transition où aucun ensemble d'espèces ne prédomine. L'épinette rouge est la principale composante de la forêt de transition et une composante mineure du bois-franc nordique.

La morphologie et les propriétés chimiques des sols où pousse l'épinette rouge en dépérissement varient considérablement. Dans le nord des Appalaches, aux altitudes supérieures à environ 750 mètres, les sols généralement très acides (pH 3,5-4,5) sont des Orthods, des Humods ou des Folists faiblement basiques. Au-dessous de 750 mètres, prédominent les Orthods ou les Ochrepts moins acides (pH 4,5-5,5). Dans le sud des Appalaches, les sols qui prédominent en altitude sont des Ochrepts, des Umbrepts, des Udults ou des Spodosols.

Même si les cimes des montagnes sont distantes des sources ponctuelles d'émissions polluantes, elles reçoivent des taux de retombées acides extraordinairement élevés et des dépôts de métaux lourds, en raison des fortes précipitations et de la captation de l'humidité très acide des nuages par les résineux. D'après les données recueillies par Lovett *et al.* (1982), il semble que les forêts d'altitude

moyenne à élevée reçoivent 2-3 $KeqH^{+}ha^{-1}an^{-1}$, ce qui équivaut à environ trois ou quatre fois le taux de dépôts mesuré à basse altitude dans le Nord-Est. En plus des taux élevés de dépôts acides, les forêts boréales subalpines se trouvent au-dessus de la base des nuages pendant une bonne partie de l'année. Siccama (1974) estime que dans les Green Mountains du nord, les forêts de pins et d'épinettes sont dans les nuages entre 800 et 2 000 heures par an, selon l'altitude. Comme l'humidité des nuages est particulièrement acide (pH avoisinant 3,5 durant la saison de croissance (Siccama, 1974)), le potentiel d'incidences directes sur la végétation semble élevé. Friedland *et al.* (19843) et Johnson *et al.* (1982) ont démontré que les concentrations de plomb dans les horizons organiques des sols forestiers des Green Mountains ont augmenté de façon draconienne depuis 20 ans et qu'elles sont aujourd'hui de l'ordre de ce qu'on observe dans les sols urbains pollués. Plusieurs explications avancées par ces auteurs incitent à croire que la majeure partie de l'accumulation de plomb provient de l'atmosphère et que les concentrations de plomb dans les sols de la forêt boréale sont environ 10 fois supérieures aujourd'hui à ce qu'elles étaient avant la colonisation. D'autres métaux, comme le cuivre, le zinc, le nickel et le cadmium se déposent également dans les régions reculées de la Nouvelle-Angleterre (Friedland *et al.*, 1984a, 1984b). C'est ainsi que les forêts boréales subalpines que l'on tient généralement pour des lieux d'une fraîcheur virginale sont en réalité des écosystèmes éminemment pollués à cause du transport atmosphérique sur de grandes distances. Pour l'heure, nous ignorons le rôle joué par l'accumulation des métaux lourds dans le dépérissement des épinettes, même si nous pouvons raisonnablement penser qu'à l'instar des retombées acides, ils y contribuent.

Étendue du dépérissement de l'épinette rouge

En 1982, des études quantitatives ont été menées pour évaluer la mortalité et le dépérissement terminal (chute des aiguilles) des arbres dans 32 peuplements du nord et du sud des Appalaches. La description des études par échantillonnage et des procédures analytiques figure dans un autre rapport (Zanes, 1982). Des études de la chimie des tissus et des analyses quantitatives de la composition des peuplements ont été faites en 1981 et 1982, comme en témoignent certains rapports (Zanes, 1982; Siccama *et al.*, 1982; Holway et Scott s.d.; Scott *et al.* s.d.; Lord, 1982).

Le tableau 1 récapitule les changements intervenus depuis 20 ans dans la surface terrière des arbres à Whiteface Mt. (NY), dans les Green Mountains du Vermont, et à Hubbard Brook (NH). D'importantes pertes d'épinettes ont été observées dans une riche palette de forêts recouvrant une vaste superficie. La mort est survenue à grande échelle et de manière assez égale dans les forêts de grande taille et de moindre importance. Sur certains sites, le sapin et le bouleau blanc de montagne présentent aussi une baisse de la surface terrière, mais généralement moindre. La figure 5 démontre que la mortalité observée est essentiellement confinée à la région située au nord de la Pennsylvanie. Selon de récents rapports, (Bruck, commun. pers.) il semble qu'il y ait des épinettes mortes ou mourantes au sommet de Mt. Mitchell (NC) (au-dessus de 1920 m). Le très fort taux de mortalité de l'épinette et du sapin constaté dans le Maine a été attribué à la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En raison des problèmes connus liés à cet insecte, l'étude a été confinée aux régions dont on savait qu'elles étaient exemptes de la tordeuse.

Les cernes

Des carottes ont été extraites d'environ 700 épinettes du nord et du sud des Appalaches. Au nord, on constate une baisse spectaculaire des cernes qui a débuté entre le commencement et le milieu des années 1960 et s'est poursuivie jusqu'à aujourd'hui. L'examen a révélé que dans 40 % des arbres carottés dans le nord des Appalaches, le passage à des cernes traumatiques (figure 6) s'est opéré

Figure 1. Spécimen de carotte de pin rigide témoignant de taux de croissance ralentis depuis 20 ans.

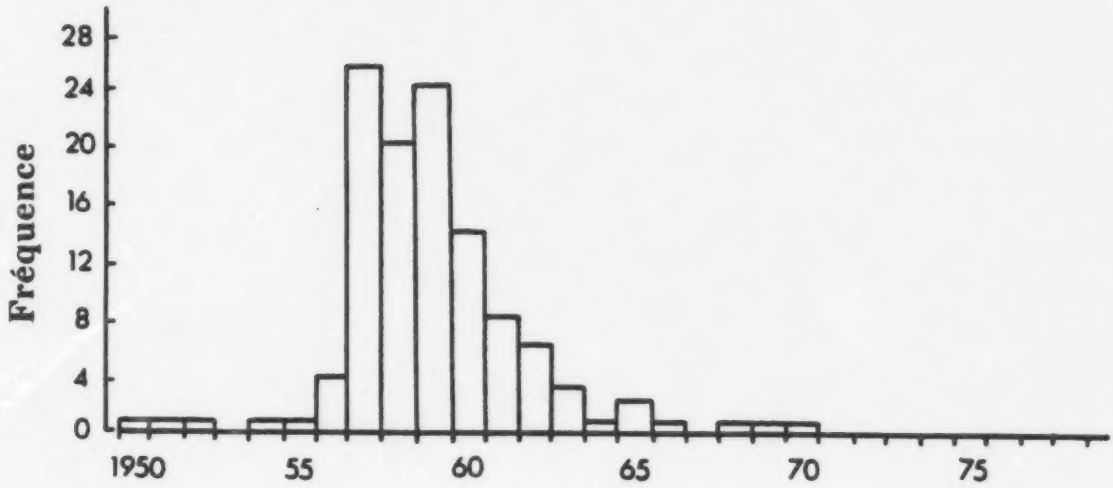


Figure 2. Fréquence d'apparition du premier cerne traumatique dans le pin rigide et le pin à feuilles courtes du New Jersey. D'après Johnson et Siccama, 1983.

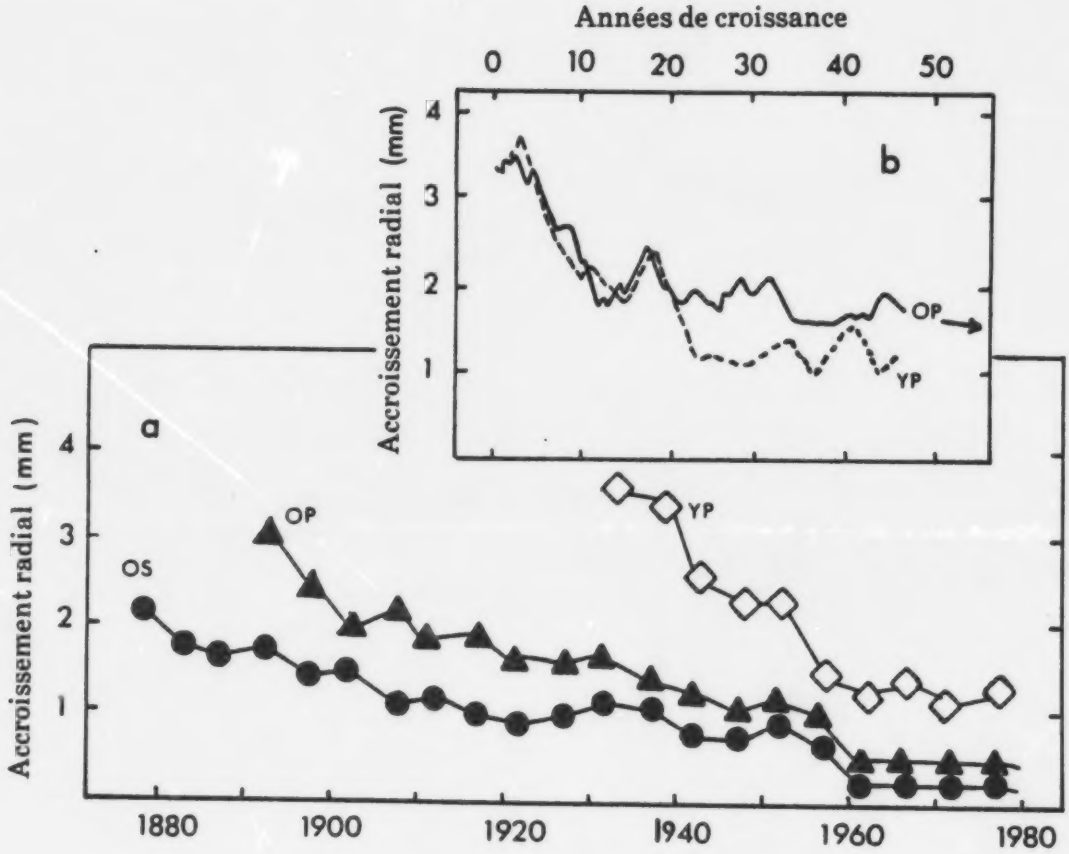


Figure 3. Accroissement radial c. temps. VF (vieux pin à feuilles courtes) dans la classe d'âge des 90 à 110 ans (15 arbres, 4 sites); VR (vieux pin rigide autochtone), 80-100 ans (30 arbres, 6 sites); JR (jeune pin rigide autochtone), 40-60 ans (32 arbres provenant des mêmes sites d'où les carottes ont été extraites). «a» représente des moyennes sur 5 ans; «b» indique l'accroissement annuel en fonction de l'âge. Les symboles représentent la moyenne de ± une ET. D'après Johnson *et al.*, 1981.

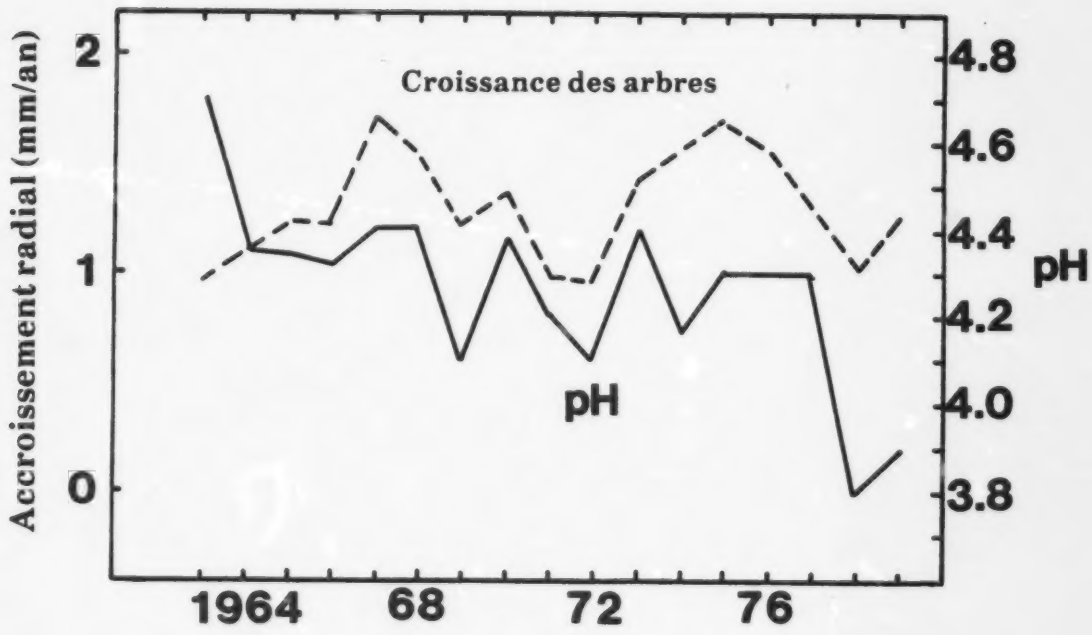


Figure 4. pH annuel moyen des cours d'eau à McDonalds Branch, New Jersey Pine Barrens, et taux d'accroissement annuel moyen du jeune pin rigide autochtone (n = 32 arbres, 40-60 ans). D'après Johnson *et al.*, 1981.

Tableau 1. Changements intervenus depuis 20 ans dans la composition des peuplements dans les Green Mountains, les White Mountains et à Whiteface Mountain. Les données indiquées témoignent d'un changement par rapport à la valeur initiale.[1]

Site	Type de peuplement	Nombre de parcelles	Période	Épinette rouge dhp (cm)[2]			Sapin baumier dhp (cm)			Bouleau blanc de montagne dhp (cm)		
				>10	2-10	<2	>10	2-10	<2	>10	2-10	<2
Camels Hump (VT)	boréal	25	1965-79	-44	-42	-32	-12	+19		-22	+433	
	transition	20	1965-79	-40	-84	-71	+17	-32		+263	-28	
	feuillus	40	1965-79	-42	-80	-50				+306		
Jay Peak, Mt. Abraham, Bolton Mt. (VT) (regroupés)	boréal	32	1965-79	+2	-69		-10	+2		-7	-46	
	transition	24		-87	-90		-24	-74		-73	+33	
Hubbard Brook (NH)	feuillus	208	1965-82	+29	-83		+60	-73		+176	-65	
Whiteface Mt. (NY)	boréal	21	1964, 1966-82	-72	-16	-79	-34	+52	+8	-33	+239	+6
	transition et feuillus	12	1964, 1966-82	-43		+12			+42			+252

[1] D'après Johnson et Siccama (1983).

[2] Les changements de la surface terrière concernent les deux classes de taille supérieure. Les changements de fréquence ou de densité sont donnés pour la classe dont le dhp <2 cm.

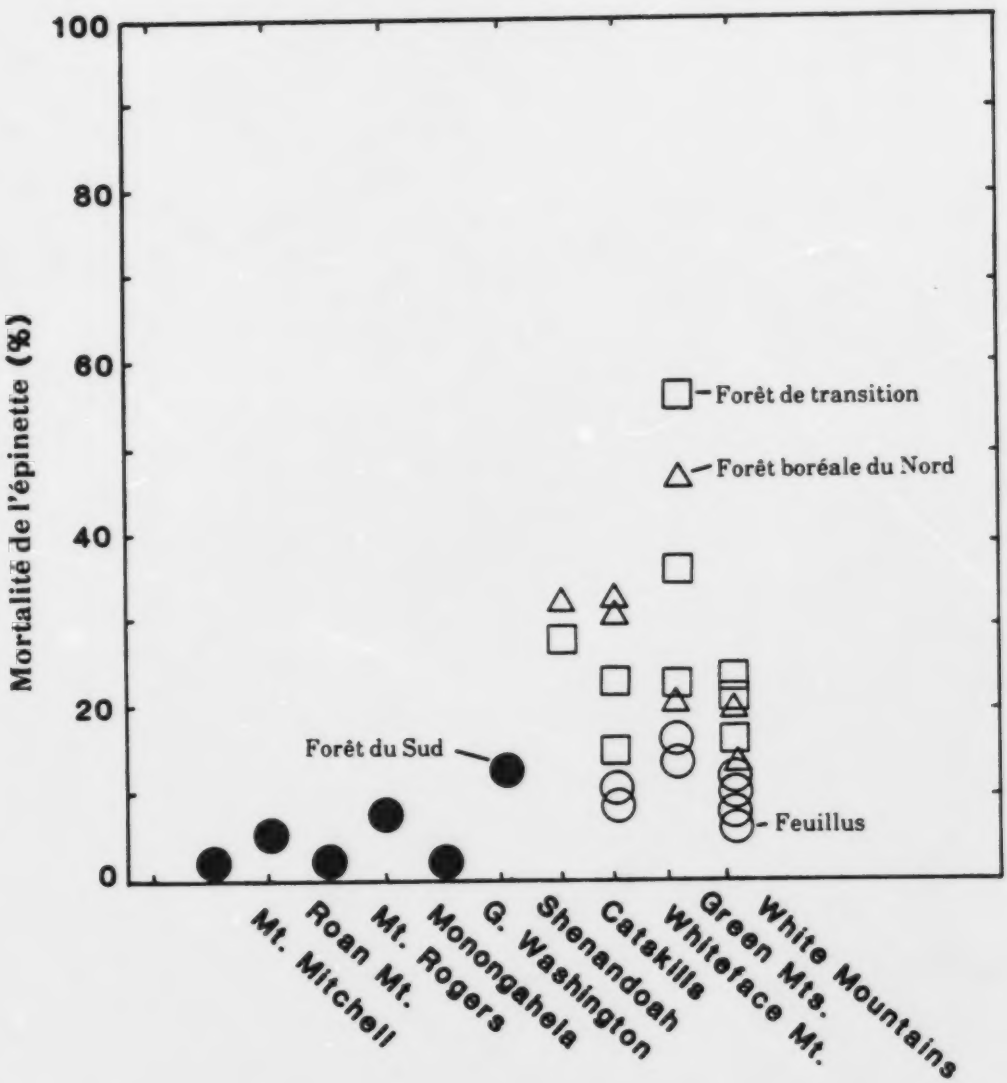


Figure 5. Pourcentage d'épinettes mortes sur les sites d'échantillonnage du nord et du sud. Les méthodes proviennent de Zanes, 1982. D'après Johnson et Siccama, 1983.

de façon plutôt abrupte. À peu près le même scénario a été observé dans les pins du sud du New Jersey, comme en témoigne la figure 1. L'apparition du premier cerne traumatique s'échelonne dans le temps comme l'indique la figure 7. Dans l'épinette et le pin, cet effet est général, appréciable et soutenu et semble avoir des conséquences importantes. Bien que l'aspect des carottes soit le même dans tout l'éventail des espèces affectées, on manque actuellement de précisions sur les différences qui ont pu se produire au niveau de la taille des cellules et de la densité du bois. Il n'est pas certain que les arbres réagissent aux mêmes changements physiologiques. Comme nous l'avons relaté dans d'autres publications, nous avons analysé les preuves existantes au sujet des causes probables des changements de croissance et du taux de mortalité de l'épinette (Johnson *et al.* 1981; Johnson 1983, 1984). Les grandes périodes de mortalité dans les forêts ont été attribuées à toute une variété de causes, à la fois anthropiques et naturelles. Les dépôts acides ne sont que l'une des nombreuses agressions qui ont un effet sur les forêts. À mesure qu'avanceront les recherches, il faudra accorder autant d'attention à plusieurs autres agressions potentielles sur lesquelles nous n'avons que peu d'informations quantitatives, comme l'ozone, le SO_2, les changements climatiques à long terme, les métaux lourds et la sécheresse.

Un élément qui semble commun aux forêts du sud du New Jersey et aux forêts boréales subalpines est que le ralentissement de la croissance fait suite à une période de sécheresse. La première moitié des années 1960 a été marquée par une grande sécheresse dans le Nord-Est. La figure 8 fait état de l'indice minimum de sécheresse Palmer durant la saison de croissance au Vermont depuis 85 ans. Plusieurs autres facteurs peut-être plus indicatifs d'un stress d'humidité en altitude ont été analysés. Il s'agit des précipitations enregistrées par les observatoires situés au sommet de Mount Mansfield (VT) et de Mt. Washington (NH) et des conditions modélisées d'humidité du sol au New Hampshire (Federer 1980). Ces données confirment que les peuplements de haute et de basse altitude du nord des Appalaches ont connu plusieurs saisons de croissance relativement sèches entre la fin des années 1950 et le début des années 1960. Dans le cas des pins du sud du New Jersey, la corrélation entre leur affaiblissement et la sécheresse est évidente. La figure 9 nous apprend que 1957 a été la saison de croissance la plus sèche de toute l'histoire et que 1954 et 1955 ont également été des années très sèches. Bien qu'une réaction différée de deux ou trois ans soit normale (Kozlowski 1979), nous doutons que la sécheresse à elle seule puisse expliquer le très long retard de croissance accusé par certains arbres et ne savons pas si la sécheresse est à elle seule responsable de cet effet durable. Nous nous demandons si le stress causé par la sécheresse peut s'être conjugué à l'agression de la pollution pour provoquer l'effet observé. Pour autant que nous sachions, une réaction de croissance aussi appréciable et prolongée n'a jamais été signalée auparavant.

Effets possibles des dépôts acides

Il est impossible de savoir si les deux scénarios mentionnés ici procèdent des dépôts acides car nous ignorons les mécanismes qui interviennent, le cas échéant. Nous avons vérifié l'hypothèse de la toxicité de l'aluminium pour les tissus radiculaires dans une étude sur le terrain (Johnson et Siccama 1983) et nous émettons l'hypothèse que les dépôts acides aggravent le stress causé par la sécheresse.

D'après des études réalisées sur une quinzaine d'années dans la forêt de Solling en Allemagne de l'Ouest, Ulrich (1982) et Ulrich *et al.* (1980) insinuent que l'intensification des dépôts acides a donné lieu ou contribué à des changements au niveau de la production et de la consommation d'ions H^+ dans les sols forestiers. Cela a provoqué l'acidification des sols et la mobilisation de l'aluminium, ce qui a entraîné la mortalité des radicelles et en définitive, le dépérissement de l'épinette de Norvège, du sapin argenté et du hêtre américain. Le scénario proposé par Ulrich *et al.* est fondé sur des preuves concluantes des changements intervenus dans la chimie du sol, sur une diminution quasi parallèle de la biomasse des radicelles et une hausse des concentrations d'aluminium dans la solution du sol

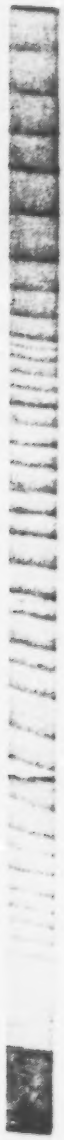


Figure 6. Spécimen de carotte d'épinette témoignant d'un mouvement rapide vers des cernes anormalement étroits sans signes de récupération.

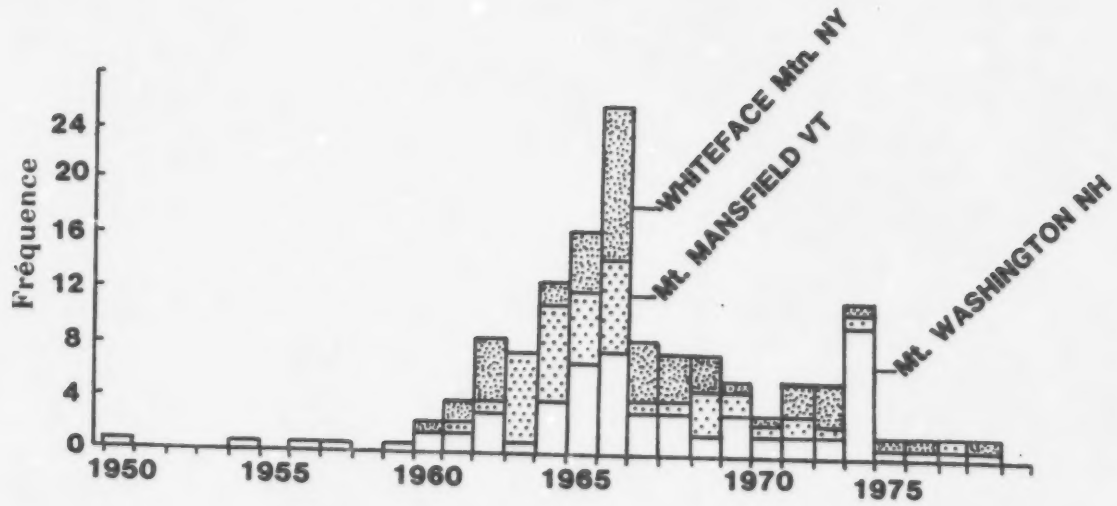


Figure 7. Fréquence d'apparition du premier cerne traumatique dans 148 épinettes affichant un changement rapide d'une croissance normale à une croissance ralentie. Au total, 345 arbres ont été échantillonnés. D'après Johnson, 1983.

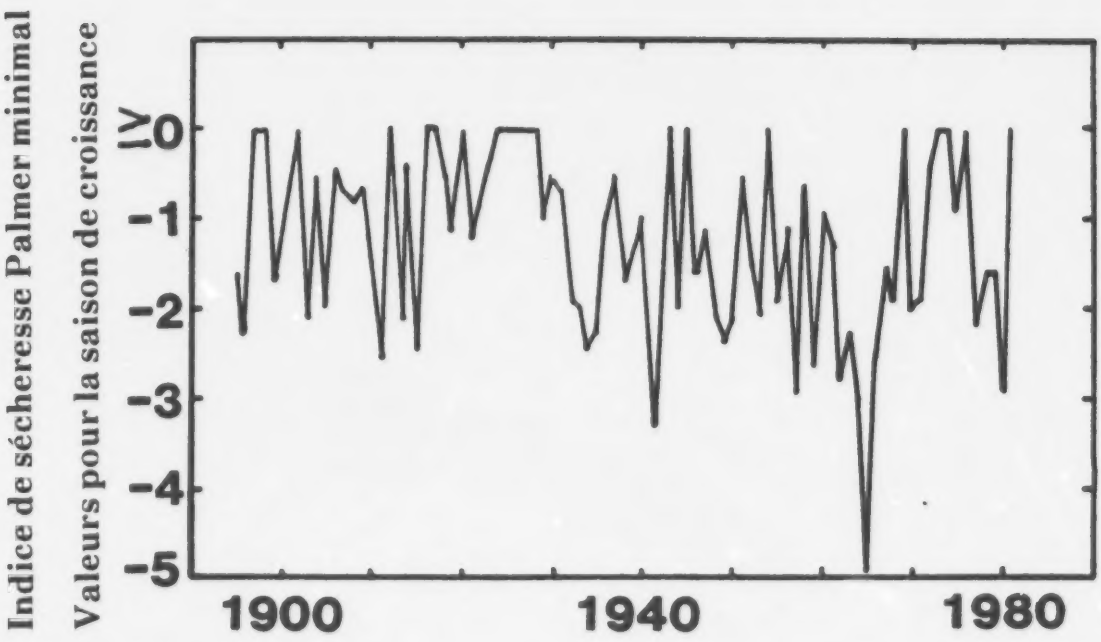


Figure 8. Valeurs de l'indice de sécheresse Palmer pour le Vermont de 1895 à 1981. D'après Johnson et Siccama, 1983.

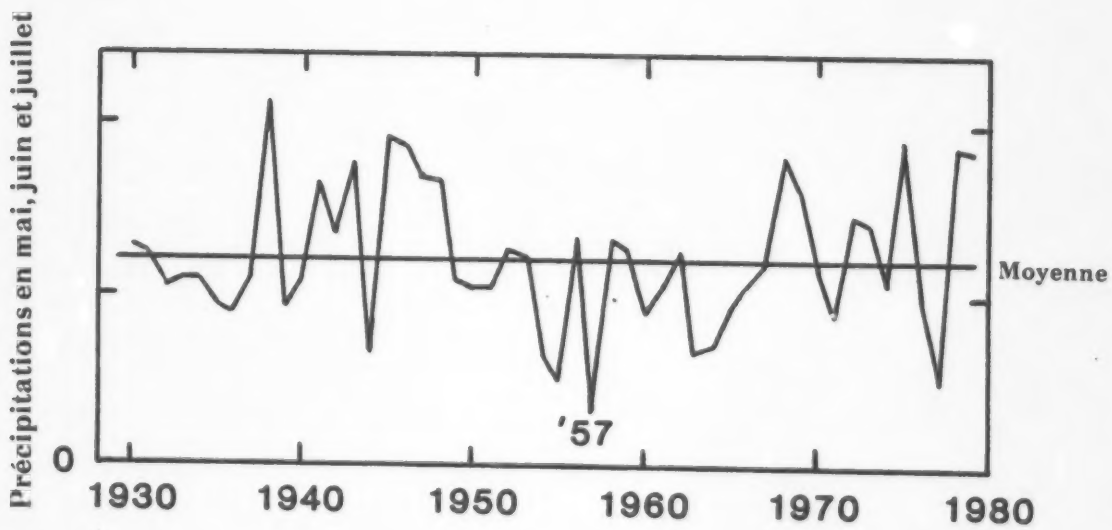


Figure 9. Précipitations durant la saison de croissance, Pemberton (NJ). D'après Johnson et Siccama, 1983.

et enfin sur des études de la solution d'éléments nutritifs qui ont révélé que le rapport calcium simple/aluminium dans la solution du sol était d'un ordre suffisant pour provoquer le développement anormal des racines. Bien que ces constatations soulèvent la possibilité d'une toxicité de l'aluminium produite par les retombées acides, d'autres recherches font penser à des mécanismes différents. Bauch (1983) a étudié le dépérissement de l'épinette et du sapin en Allemagne et observé que les racines souffraient d'une carence en calcium par rapport à celles d'arbres sains, alors que les concentrations d'aluminium étaient analogues dans les arbres sains et les arbres malades. Rehfuess (1981) a constaté l'étiolement des sapins sur sols calcaires, ce qui exclut dans ce cas la possibilité d'une toxicité de l'aluminium ou d'une carence en calcium. Rehfuess a démontré que la baisse de la biomasse des radicelles et l'augmentation parallèle d'aluminium dans la solution du sol constatée par Ulrich n'étaient pas synchronisées. L'augmentation d'aluminium dans la solution du sol a été précédée par une baisse marquée de la biomasse radiculaire. Rehfuess soutient que le changement saisonnier de la biomasse des radicelles est un phénomène normal et il émet l'hypothèse qu'une série d'étés chauds pourrait avoir provoqué le dépérissement des conifères européens.

L'application de l'hypothèse d'Ulrich au dépérissement de l'épinette rouge en Amérique du Nord n'est pas corroborée par les études de la chimie des tissus réalisées sur des peuplements d'épinettes saines et malades au Vermont et au New Hampshire. Les études mentionnées par Johnson et Siccama (1983) et par Lord (1982) donnent à penser que les épinettes en dépérissement ont de faibles concentrations d'aluminium (inférieures à 500 $\mu g\ g^{-1}$ de poids sec), contrairement aux épinettes saines (dont les concentrations d'aluminium sont supérieures à 2 000 ppm). Des observations de même nature ont été faites au niveau des rapports aluminium/calcium. À Camels Hump (VT), les épinettes dépérissent à basse altitude, là où le pH du sol est de l'ordre de 4,5 à 5,4 et où le calcium assimilable est d'environ 5 meq $100\ g^{-1}$ (Siccama 1974), de même qu'à haute altitude où les sols sont essentiellement des couches organiques (Borofolists et Cryofolists) recouvrant un substratum rocheux ou un champ de pierres (littéralement une «mer de roches»). Les sols organiques ont un pH dont la valeur oscille entre 3,3 et 3,7 et un taux de calcium échangeable inférieur à 1 meq $100\ g^{-1}$. La teneur en aluminium et le rapport aluminium/calcium dans les tissus des radicelles diminuent sensiblement avec l'altitude (Johnson et Siccama 1983). De la même façon, on note une baisse sensible de la teneur en aluminium du feuillage des épinettes en altitude, ce qui révèle la moindre assimilabilité de l'aluminium dans les sols organiques. Comme il existe une corrélation directe entre la mortalité et l'altitude (figure 10), il paraît peu probable que les déséquilibres de calcium ou d'aluminium soient les principaux responsables du dépérissement des épinettes.

Il est possible en revanche que l'exposition prolongée du feuillage à l'acidité des nuages aggrave le stress causé par la sécheresse. Shriner (1974) a constaté que des précipitations acides artificielles d'un pH de 3,2 provoquaient une accélération de l'érosion ou une baisse de la production des cires protectrices à la surface des feuilles et les données de Fowler *et al.* (1980) soulèvent la possibilité que l'évapotranspiration qui intervient à la surface foliaire est une variable notoire en cas d'humidité limitée. Compte tenu de l'exposition prolongée du feuillage à l'humidité des nuages très acides, les effets de ce type sont plausibles, tout comme d'autres au reste.

Il ressort de plusieurs études qu'avec des simulants acides dont le pH est de 3 ou 4, des changements se produisent dans la chimie de la solution du sol où l'on constate des concentrations élevées d'aluminium (Abrahamsen et Stuanes 1980; Cronan et Schofield 1979). Il est possible que ces changements inhibent la prise d'eau par les végétaux. À vrai dire, cet effet a été prouvé dans le cas de l'aluminium (Klein 1983). Cela nous incite à penser que les changements qui interviennent dans la solution du sol et qui inhibent l'absorption ou le transport d'eau contribuent sans doute aux changements marqués observés au niveau de la croissance : les effets d'étés chauds seraient ainsi aggravés par les dépôts acides.

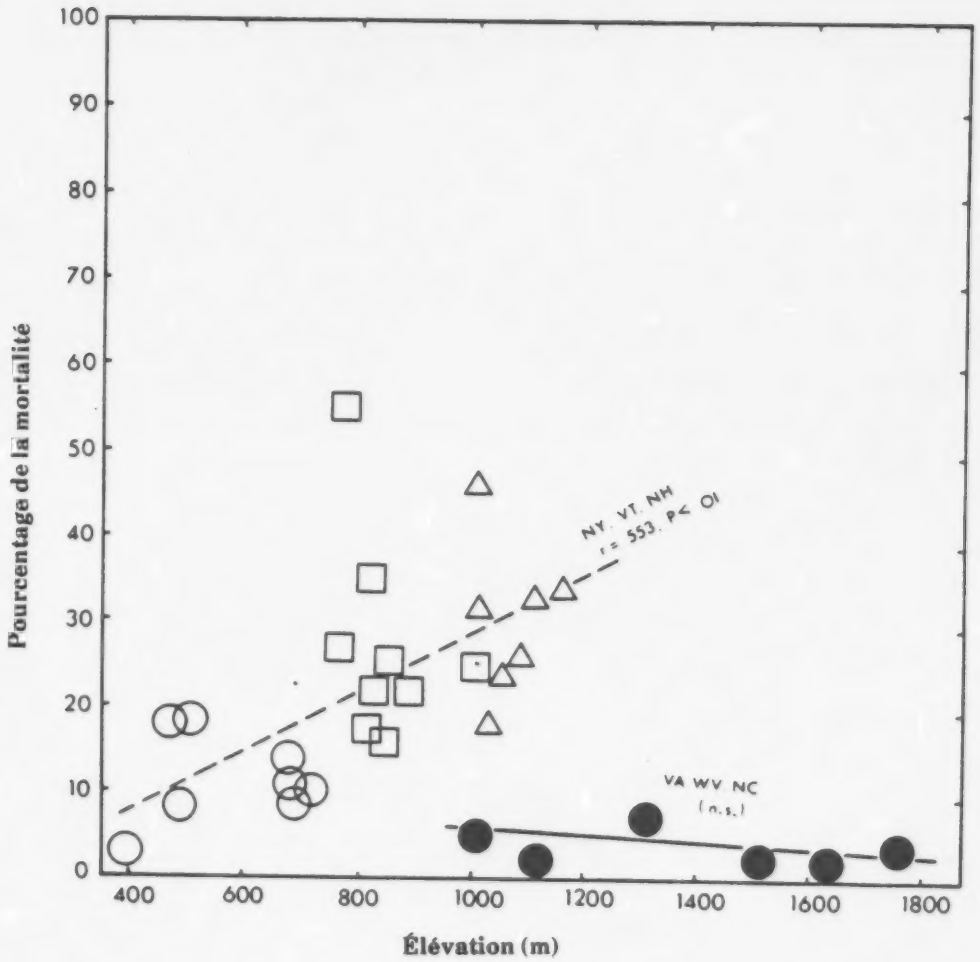


Figure 10. Corrélation entre le taux de mortalité et l'altitude sur les sites nordiques. Les symboles sont les mêmes qu'à la figure 5. $r = 0{,}553$, $p < 0{,}01$. Les méthodes proviennent de Zanes, 1982. D'après Johnson et Siccama, 1983.

Johnson *et al.* (1982) ont analysé les effets des dépôts acides sur l'équilibre nutritif des forêts et ont évoqué divers mécanismes par lesquels les retombées acides modifieraient le rythme des cycles et l'importance du pool de l'azote, de souffre et des cations Ca, Mg et K dans les éléments nutritifs essentiels. Malheureusement, il existe très peu de données applicables aux forêts d'épinettes et de pins qui permettent d'établir sans équivoque que de tels changements se sont produits à «l'ère des pluies acides». Les résultats des analyses des tissus végétaux réalisées par Lord (1982) sur des épinettes en dépérissement et en bonne santé ne diffèrent guère des valeurs des épinettes rouges échantillonnées dans le Maine et au Canada, si ce n'est peut-être au chapitre des faibles concentrations de calcium radiculaire constatées dans les peuplements en dépérissement du Vermont, ce qui mérite des études plus poussées, d'autant que des constatations analogues ont été faites en Allemagne (Bauch 1983). Cependant, étant donné qu'on assiste au dépérissement de l'épinette aussi bien dans des sols où le calcium est abondant que dans d'autres où sa concentration est extrêmement réduite, il paraît peu probable qu'une carence nutritive soit la principale cause du dépérissement de l'épinette. Les recherches en cours dans les Pinelands nous éclaireront peut-être sur l'équilibre nutritif des pins, mais nous n'avons aucune preuve pour l'instant.

Conclusion

L'analyse des carottes apporte des preuves indéniables de changements dans la croissance des arbres. Ces changements qui affectent diverses espèces, sont étendus, appréciables et soutenus et se produisent dans des écosystèmes diamétralement différents dont les caractéristiques du sol sont notoirement différentes. Il est clair également que les régions affectées reçoivent d'importants dépôts d'acides, d'oligo-éléments et peut-être d'autres polluants (comme des composés organiques) qui n'ont pas encore été étudiés avec soin. Les preuves dont nous disposons nous portent à croire que la sécheresse ou une série d'étés chauds constituent une agression qui a donné lieu à des changements physiologiques importants et durables se manifestant dans l'accroissement du diamètre. Il est difficile de savoir si l'agression supplémentaire de la pollution n'a pas également joué un rôle à cet égard et nous devons envisager d'autres études pour analyser les mécanismes d'action des dépôts acides ou d'autres polluants. Les preuves d'une toxicité de l'aluminium sur les radicelles ne sont pas concluantes, surtout dans le cas de l'épinette rouge dans les montagnes de Nouvelle-Angleterre. Compte tenu du lien qui existe entre l'affaiblissement des arbres et les périodes de sécheresse, nous sommes d'avis que des études visant à déterminer les interactions des dépôts acides et du stress causé par la sécheresse pourraient être révélatrices à cet égard.

Bibliographie

Johnson, A.H.; Siccama, T.G.; Wang, D.; Turner, R.S.; Barringer, T.H. 1981. J. Environ. Qual. 10:427-430.

Johnson, A.H. 1979. Science 206:834-836.

Turner, R.S. 1983. «Biogeochemistry of Trace Elements in the McDonalds Branch Watershed, New Jersey Pine Barrens», thèse de doctorat, Université de Pennsylvanie, Philadelphie.

Manion, P.D. 1981. «Tree Disease Concepts.» Prentice-Hall; Englewood Cliffs, N.J.

Ulrich, B. 1982. «Dangers for the Forest Ecosystem Due to Acid Precipitation. Necessary Countermeasures: Soil Liming and Exhaust Gas Purification.» U.S. EPA translation TR-82-0111; EPA/NCSU Acid Deposition Program; North Carolina State University, Raleigh.

Lovett, G.M.; Reiners, W.A.; Olson, R.K.. 1982. Science 218:1303-1305.

Siccama, T.G. 1974. Ecol. Monogr. 44:325-349.

Friedland, A.J,; Johnson, A.H.; Siccama, T.G. 1984. Water Air Soil Pollut. 21 (sous presse).

Zanes, R.H. 1982. «The Status of Red Spruce Mortality in the Appalachian Mountains and the Investigation of Its Possible Causes», mémoire de M.Sc., Université de Pennsylvanie, Philadelphie.

Siccama, T.G.; Bliss, M.; Vogelmann, H.W. 1982. Bull. Torrey Bot. Club 109:162-168.

Holway, J.G.; Scott, J.T. s.d. «Vegetation-Environment Relations at Whiteface Mt. in the Adirondacks,» Report No. 92; Atmospheric Sciences Research Center, SUNY, Albany.

Scott, J.T.; Siccama, T.G.; Johnson, A.H. s.d. «Changes in Forest Composition on Whiteface Mt. in the Adirondacks, New York, manuscrit non publié.

Lord, D.G. 1982. «Foliar and Root Chemistry of Declining and Healthy Red Spruce in Vermont and New Hampshire,» mémoire de M.Sc., Université de Pennsylvanie, Philadelphie.

Bruck, R. s.d. Communication personnelle, North Carolina State University, Raleigh.

Johnson, A.H. 1983. J. Air Pollut. Control Assoc. 33:1049-1054.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G. 1984. Tappi J. (sous presse).

Frederer, C.A. 1980. «Frequency of Agricultural and Forest Drought in New Hampshire: 1926-1975.» Water Resources Research Center, University of New Hampshire, Durham.

Kozlowski, T.T. 1979. «Tree Growth and Environmental Stress.» University of Washington Press, Seattle, Wash.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G. 1983. Environ Sci. Technol. 17:294A-305A.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. Soil Sci. 130:193-199.

Bauch, J. 1983. «Biological Alterations in the Stem and Root of Fir and Spruce Due to Pollution Influence» dans «Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems.» Ulrich, B., Ed. D. Reidel Co., Hingham, Mass.

Rehfuess, K.E. 1981. Forstwiss. Centralb. 100:363-381.

Shriner, D.S. 1974. «Effects of Simulated Rain Acidified with Sulfuric Acid on Host-Parasite Interaction,» thèse de doctorat, North Carolina State University, Raleigh.

Fowler, D.J.; Cape, J.N.; Nicolso, I.A.; Kinnaird, J.W.; Patterson, I.S. 1980. «The Influence of a Polluted Atmosphere on Cuticle Degradation in Scots Pine,» dans «Proceedings of a Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation.» projet SNSF, Norvège.

Abrahamsen, G.; Stuanes, A.O. 1980. «Effects of Simulated Rain on the Effluent from Lysimeters with Acid, Shallow Soil Rich in Organic Matter,» dans «Proceedings of a Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation», projet SNSF, Norvège.

Cronan, C.S.; Schofield, C.L. 1979. Science 204:304-306.

Klein, R.M. 1983. «Acidity and Metal Ions on Water Movement Through Red Spruce,» communication présentée à la Conférence sur les dépôts acides, SUNY, Plattsburgh, N.Y. 10-12 juin.

Johnson, D.W.; Turner, J.; Kelly, J.M. 1982. Water Resour. Res. 18:88-96.

Analyse

Question : Plusieurs questions ont été soulevées et regroupées sous quatre thèmes : 1) le rôle de l'aluminium dans le dépérissement de l'épinette; 2) la réaction de l'épinette aux périodes d'avant-sécheresse; 3) la reproduction de l'épinette dans les peuplements soumis au stress de la sécheresse et 4) la preuve des cernes dans les espèces boréales, essentiellement le sapin baumier.

Réponse : En premier lieu, nous avons constaté une hausse très nette du rapport calcium/aluminium dans les radicelles. Cela vaut également pour le feuillage de ces peuplements. Vous n'avez pas oublié que le taux de mortalité de l'épinette augmente avec l'altitude. Nous savons cela d'après nos études d'épinettes vivantes et mortes et également d'après certains échantillonnages quantitatifs pratiqués dans les années 1960 et 1980. Ainsi, le taux de mortalité augmente avec l'altitude, de même que le rapport calcium/aluminium dans les radicelles, alors que la concentration d'aluminium chute de façon radicale à mesure que l'on gagne en altitude. Ce phénomène s'explique par le fait que la plus forte teneur en matière organique des sols en altitude adsorbe l'aluminium de façon plus efficace si bien que les arbres ont moins d'aluminium à assimiler. Cela constitue une preuve négative de la toxicité de l'aluminium pour les racines.

En deuxième lieu, pour ce qui est des périodes de sécheresse antérieures, la dernière période d'extrême sécheresse, ou qui a été au moins aussi sèche que dans les années 1960, remonte aux environs de 1870. En 1901, un entomologiste du Forest Service étudiait le dendroctone de l'épinette qu'il venait d'identifier comme nouvelle espèce. Il se mit à lire la littérature qui était de nature essentiellement anecdotique mais qui avait néanmoins été écrite par des forestiers de l'époque, pour découvrir qu'il y avait eu au XIX^{e} siècle des forêts d'épinettes mourantes et mortes. Entre 1870 et 1880, on recense plusieurs rapports en provenance de Nouvelle-Angleterre et également du Canada qui soulèvent la possibilité d'un dépérissement des épinettes. Je pense qu'on peut établir un rapport de cause à effet entre ces grands peuplements d'épinettes mourantes et la sécheresse ou la chaleur des étés aux alentours de 1870. D'aucuns avanceront que cette preuve permet de penser que le dépérissement de l'épinette peut être causé par la sécheresse seulement sans que le stress de la pollution n'ait à intervenir.

Pour répondre au troisième point sur la reproduction, d'après les études réalisées à Whiteface, Camels Hump et sur quatre autres sites montagneux, il est indéniable que la reproduction de l'épinette a accusé une baisse spectaculaire (d'environ 80 %) et qu'à Whiteface, on constate un dépérissement de l'épinette au stade de gaulis, une légère hausse de la reproduction du sapin et une hausse spectaculaire du taux de croissance ou du facteur de surface terrière du sapin et du bouleau blanc. Cela permet de penser que certaines autres espèces envahissent les forêts d'où les épinettes ont disparu. Beaucoup des peuplements que nous avons échantillonnés révèlent des épinettes mortes dans le couvert tandis que la régénération du sapin et du bouleau se fait relativement bien. Voilà une bonne nouvelle pour la survie et l'état de santé de nos forêts.
Enfin sur le quatrième point, toutes les nouvelles ne sont pas bonnes. Nous avons commencé à étudier de près le sapin baumier et avons analysé trois cernes pour en savoir davantage sur les taux d'accroissement de la hauteur et du diamètre de cet arbre. À

Whiteface Mountain, les résultats obtenus nous incitent à croire que nous devons poursuivre nos études. Les arbres qui ont au moins 40 ans, c'est-à-dire ceux qui ont commencé leur croissance avant 1950, mesuraient à 10 ans un peu plus d'un mètre de hauteur et avaient environ 2 cm de diamètre au niveau du sol. Les arbres qui ont amorcé leur croissance après 1950 étaient considérablement plus petits, environ 40 cm de hauteur en moyenne et un diamètre inférieur d'environ un tiers à 10 ans. Nous tenons cela pour une preuve préliminaire. Nous avons effectué la même opération dans deux peuplements. Nous étudions actuellement 11 autres peuplements pour brosser un tableau plus net de la façon dont le sapin réagit depuis 20 à 30 ans.

Sensibilité de la reproduction des végétaux forestiers aux pluies acides

Roger M. Cox
Université de Toronto

Résumé

L'importance du transport à grande distance des polluants atmosphériques et de leurs effets sur les processus de reproduction des flores forestières et autochtones est analysée en profondeur. On y aborde certains des effets de l'ozone et de l'anhydride sulfureux qui se rattachent aux dépôts acides ou à leurs effets combinés. On y décrit des expériences in vitro et in vivo visant à étudier les effets sur le pollen des constituants acides et des oligo-éléments des précipitations polluées. La sensibilité au pH du pollen in vitro a été mise en relation avec la strate du couvert et le taxon végétal et, dans un cas, avec le type de sol de la population d'où il provenait. La majeure partie du pollen analysé a révélé que son seuil de réaction au pH est dépassé par le pH des échantillons de pluie quotidiens prélevés dans un site rural du sud de l'Ontario. Les effets du cadmium et de l'aluminium combinés au pH sur le pollen in vitro sont analysés par rapport à la stimulation cationique du pollen et à l'interaction synergique avec le pH respectivement. L'inhibition in vivo de la fonction pollinique par des simulations sur le terrain de pluies acides sur *Oenothera parviflora* est comparée à une inhibition analogue par des émissions de SO_2 qui ont abaissé la quantité de semence par plante chez certaines espèces. Compte tenu de la preuve de corrélations entre les tolérances du pollen et leurs sporophytes, les effets possibles de la sélection environnementale directe des génotypes polliniques sur la surface des stigmates par la pollution atmosphérique sont analysés par rapport à la santé des générations futures.

Introduction

Ces dernières années, l'importance de la floraison et de la production de semences des arbres forestiers dépasse leurs fonctions naturelles de reproduction et de régénération et tient davantage à la fourniture de semences pour la production de matériel de reproduction génétiquement amélioré (Chung, 1981). Le moindre effet des précipitations acides sur la qualité et la quantité de ces matériels de reproduction sera gros de conséquences sur la productivité future des forêts.

Le développement et l'activité polliniques sont connus pour être les indicateurs botaniques les plus sensibles de la pollution atmosphérique (Feder, 1968; Stanley et Linskens, 1974; Feder, 1981). Les polluants atmosphériques affectent sans doute directement les mécanismes de reproduction vulnérables au moment de la pollinisation, soit en réduisant directement la fertilité pollinique et la croissance du tube pollinique, soit en affectant le milieu chimique de la surface des stigmates, qui peut alors réduire la réceptivité des stigmates et modifier les interactions du pollen et des stigmates.

Des études portant sur des résineux situés à différentes distances de zones urbaines et industrielles ont révélé des baisses marquées au chapitre des dimensions des cônes, du poids et de la viabilité des graines, accompagnées d'une baisse de la fertilité pollinique (Pelz, 1963; Podzorov, 1965; Mrkva, 1969; Antipov, 1970). En outre, il se peut que ces effets se produisent à des niveaux de pollution inférieurs à ceux qui provoquent des lésions foliaires (Houston et Dochinger, 1977).

L'ozone est un contaminant atmosphérique répandu et, en faibles concentrations, il a des effets inhibiteurs sur la germination pollinique et la croissance du tube pollinique dans le tabac et le maïs (Feder, 1968; Mumford *et al.*, 1972). Des corrélations entre la sensibilité pollinique et la sensibilité foliaire variétale à l'ozone du tabac, du pétunia et de la tomate ont été établies par Feder et Sullivan (1969) et par Feder (1981). En revanche, Benoit et al. (1983) n'ont pas établi ce genre de corrélation entre la sensibilité foliaire et pollinique du pin blanc, mais ils ont toutefois constaté que le pollen humide était plus sensible à O_3 que le pollen sec.

Les effets inhibiteurs de l'anhydride sulfureux sur la fertilité pollinique sont connus depuis les travaux originaux de Sabachnikoff (1912). Dopp (1931) a analysé la sensibilité à SO_2 du pollen de nombreuses espèces dans différentes conditions d'humidité et a clairement démontré la toxicité accrue de SO_2 dans des conditions humides ou d'humidité relative élevée (HR).

L'acidité accrue des émissions de SO_2 dans des conditions humides ou de HR élevée a été jugée toute naturelle par Dopp (1931) qui a suggéré que l'effet in vitro accru des émissions par rapport à leur effet in vivo était dû au pouvoir tampon supplémentaire de la surface des stigmates. L'acidité de solutions d'anhydride sulfureux est due à l'équilibre :

$$SO_2 \bullet xH_2O \rightleftharpoons HSO_3^-(aq.) + H_3O^+ + (x-2)H_2O$$

(Powell et Timms, 1974). Le rôle de l'acidité accrue dans la toxicité des émissions de SO_2 sur le pollen dans des conditions de HR élevées est mal illustré. Karnosky et Stairs (1974) ont toutefois signalé que le pH d'un milieu de culture de pollen sur gel d'agar/sucrose baissait de 7,0 à 5,0 après quatre heures de fumigation avec 1,4 ppm de SO_2. On a également constaté que l'abaissement du pH seul suffisait à sérieusement entraver la germination du pollen et la croissance du tube de pollen de cotonnier (*Populus deltoides*) analysé. Les ions H^+ présents dans ces analyses interviennent donc comme un élément important de la toxicité de SO_2 pour le pollen. Ce point de vue a également été étayé plus récemment par Murdy (1979) et par DuBay et Murdy (1983a,b).

Une liste de plus en plus longue d'espèces ont été étudiées sous le rapport des effets in vitro de SO_2 sur le pollen dans des conditions de HR élevée, comme en témoigne le tableau 1. Murdy (1979), après avoir soumis à des fumigations in vivo de SO_2 différentes populations de *Lepidium virginicum* L. dans des conditions de HR élevée (> 90 %), a réussi à accroître la stérilité des fruits. En outre, il a établi une relation entre le degré de stérilité et la concentration d'air ambiant dans le lieu d'origine des populations, ce qui témoigne de l'évolution possible de la tolérance du système de reproduction à SO_2 dans des populations contaminées par SO_2.

Tableau 1. Quelques études in vitro des effets de SO_2 sur l'activité pollinique dans des conditions d'humidité relative élevée depuis 1973

Espèces	Conditions d'humidité de l'exposition du pollen à SO_2	Référence
aubergine	humides	Taniyama et Umon, 1973
Tradiscantia virginiana	saturées	Ma et al., 1973
Populus deltoides	sèches et humides	Karnosky et Stairs, 1974
Pinus resinosa	sèches et humides	Karnosky et Stairs, 1974
Pinus nigra	sèches et humides	Karnosky et Stairs, 1974
Picea pungens	sèches et humides	Karnosky et Stairs, 1974
Tradiscantia paludosa	saturées	Ma et Khan, 1976
Lilium longiflorum	humides	Masaru et al., 1976
Cicer arietenum	sèches et humides	Varshney et Varshney, 1981
Nasturtium indicum	sèches et humides	Varshney et Varshney, 1981
Petunia alba	sèches et humides	Varshney et Varshney, 1981
Tradiscantia axillaris	sèches et humides	Varshney et Varshney, 1981
Lepidium virginicum	humides	DuBay et Murdy, 1983a

DuBay et Murdy (1983a) n'ont toutefois pas été capables d'accroître la stérilité de *L. virginicum* après une fumigation de SO_2, même s'ils ont constaté une baisse de 50 % de la germination du pollen in vivo. Cela s'explique peut-être par la sélection des plantes dotées d'une bonne autofertilité de fond.

Une autre étude in vivo (Murdy et Ragsdale, 1980) des effets de SO_2 sur la reproduction de *Geranium carolinianum* L. porte à croire que les effets in vivo de SO_2 sur le pollen correspondent peut-être aux effets in vivo sur les stigmates dans des conditions de HR élevée. La germination réduite du pollen qui en résulte et la croissance initiale du tube pourraient abaisser la quantité de semence par plante. Pareille réduction in vivo de la germination du pollen après des fumigations de SO_2 au moment de la pollinisation entraîne effectivement une baisse de la quantité de semence par plante à 90 % de HR dans *Geranium carolinianum* (DuBay et Murdy, 1983b).

Bien que l'on connaisse les effets inhibiteurs de l'acide sur l'activité pollinique depuis les travaux de Dopp (1931), d'autres études ont également révélé l'importance de l'acidité dans la germination du pollen et la croissance du tube depuis cette époque (Cooper, 1939; Brewbaker et Majumder, 1961; Kratky *et al.*, 1974). En outre, Iwanami *et al.* (1978) ont attribué à l'acidité l'infertilité pollinique dans des ruches d'abeilles.

Masaru et al. (1980) ont finalement vérifié l'importance de l'inhibition de la croissance du tube pollinique par les ions H^+ en analysant le pollen de *Camellia* dans trois acides inorganiques et dans les sels d'ammonium qui leur correspondent. Le pollen de *Camellia* est fortement inhibé à un pH de 3,2, ce qui prouve l'intervention possible des précipitations acides régionales sur la reproduction des plantes.

Toutes ces observations conjuguées aux données dont on dispose sur les effets des ions de métaux-traces sur l'activité pollinique (Masaru et al., 1980; Arvind et Malik, 1976; Strickland et Chaney, 1979) ont donné lieu à des études sur les réactions in vitro du pollen provenant de tout un éventail d'espèces forestières à l'acidité et aux ions des métaux-traces présents dans les précipitations ambiantes dans l'est du Canada. Nous présenterons un compte rendu des effets des différences du sol au lieu de collecte du pollen sur la réaction du pollen au pH, ainsi que sur les effets in vivo de pluies acides simulées sur la réceptivité des stigmates.

Analyses in vitro

Sensibilité au pH

Pour établir la réaction du pollen au pH, on a échantillonné toute une gamme de pollens d'espèces forestières provenant de divers individus d'espèces potentiellement sensibles. Ces espèces ont été sélectionnées au moyen des critères décrits au tableau 2. Du pollen frais a été utilisé dans les analyses, sauf en ce qui concerne les pins, dont le pollen a été conservé entre deux semaines et deux ans sur du gel de silice à -15°C. Le pollen a été analysé dans des cultures en cellule de 50 µL dans cinq cubes aléatoires dans une chambre humide à 24 ± 2°C. Le milieu de culture était essentiellement celui de Brewbaker et Dwack (1963), ajusté à un pH de 5,6, 4,6, 4, 3,6, 3 et 2,6 avec de l'acide sulfurique dilué et dont la concentration en sucrose variait entre 0,6 et 20 % w/v, selon les exigences osmotiques du pollen. Pour d'autres méthodes, se reporter à Cox (1983). Après les transformations voulues, les données sur la germination du pollen et la longueur du tube ont été soumises à une analyse de variance et à des tests de comparaisons multiples (tableaux 3 et 4). La dose létale moyenne du pH a également été calculée pour les données sur la germination (figure 1). Le pollen des 12 espèces analysées subissait sérieusement l'action des traitements acides ($P < 0,01$). Les deux tiers des espèces avaient un pollen inhibé lors de la germination ($\alpha = 0,05$) à un pH de 3,0 (1 000 µEq H^+C^{-1}) alors que peu d'effets ont été observés à un pH de 4,6 (25 µEq H^+C^{-1}). Le classement des espèces selon la sensibilité du pollen à l'acidité (tableaux 2 et 3) qui a été déterminée selon le point de la courbe du pH où se produisait une inhibition significative ($\alpha = 0,05$) des réactions, ressemblait à celui

Tableau 2. Quelques critères d'identification des espèces végétales potentiellement sensibles aux effets des pluies acides sur les mécanismes de reproduction

Pollen
a. Faible fertilité
b. Faible rapport de l'ovule pollinique
Fleur
a. L'orientation et l'architecture ne protègent pas les stigmates ou les anthères contre la pluie à l'anthèse.
b. Courte saison de floraison synchrone où un fort pourcentage des fleurs subiront les effets d'un événement de précipitation acide au moment de la pollinisation.
Système de reproduction
a. Ni cléistogame ni apogame.

provenant des données de la DL_{50} sur la germination du pollen (figure 1). La DL_{50} est la dose de pH qui produirait 50 % de probabilité de réaction (défaut de germination) des grains de pollen. Par souci de brièveté, nous nous servirons de la dernière formule toxicologique pour décrire le rang des grands groupes de sensibilité d'espèces communes aux deux types d'analyse. Les espèces d'arbres feuillus étaient les plus sensibles avec une DL_{50} de pH de 3,95 à 3,63, de même que l'herbe d'habitat ouvert *Oenothera parviflora* L. et le *Pinus strobus* L. sensible, dont la DL_{50} était un pH de 3,6. Venaient ensuite les espèces de la végétation pastorale en sous-étage et de la flore souterraine dont les valeurs oscillaient entre 3,58 dans le cas de *Maianthemum canadense* Desf. et 3,14 dans celui de *Diervilla lonicera* Mill. Ces espèces étaient suivies par les trois conifères restants dont les valeurs oscillaient entre 3,19 pour *Pinus banksiana* Lamb. et 2,94 pour *Tsuga canadensis* (L.) Carr.

Sensibilité à des combinaisons de pH et de cadmium

Ces expériences ont été pratiquées selon les mêmes procédures décrites à propos des expériences avec le pH, si ce n'est que pour chaque mesure de pH, on a ajouté une série de quatre ou cinq concentrations de métaux selon un agencement factoriel de cinq cubes.

Le cadmium est un polluant atmosphérique transporté à grande distance que l'on trouve dans la pluie et dont la concentration varie de 0,48 à 2,3 µg L^{-1} dans les zones urbaines, de 0,08 à 46,0 µg L^{-1} dans les zones rurales et de 0,004 à 0,639 µg L^{-1} dans les régions reculées (Galloway *et al.*, 1982). Les effets combinés du cadmium et du pH sur le pollen de *Trillium grandiflorum* (michaux) Salisb. ont été analysés au moyen de cultures de pH 5,6, 4,6, 3,6 et 2,6. À chaque mesure de pH, on s'est servi de quatre concentrations de cadmium (0 µM, 1,0 µM, 20 µM et 50 µM) et on a répété chaque traitement cinq fois.

Bien que ces concentrations de cadmium soient supérieures à celles que l'on trouve dans la pluie, la concentration de 1 µM (112 µM L^{-1}) est proche du maximum censé s'accumuler sur les surfaces des végétaux à la suite de dépôts secs et humides (Lindburg et al., 1981). Les surfaces de réaction pour la germination du pollen et la croissance du tube sont indiquées à la figure 2. L'analyse

Tableau 3. Effet du pH du milieu de culture initial sur le pourcentage de germination (arc sinus) du pollen prélevé dans divers individus de 13 espèces de flore forestière (les valeurs représentent les moyennes de cinq cultures répliquées)

Espèces	Lieu	Individu	Longueur moyenne (µm Log_e) pour chaque pH					
			pH 5,6	pH 4,6	pH 4,0	pH 3,6	pH 3,0	pH 2,6
Oenothera parviflora	Erindale (Ont.)	i	57,0	45,2*	45,5*	29,4*	0,0*	0,0*
Oenothera parviflora	Muskoka (Ont.)	i	39,4	36,3	37,5	22,2*	16,3*	6,3*
Oenothera parviflora	Muskoka (Ont.)	ii	40,8	39,7	29,8	20,1*	6,5*	1,0*
Acer saccharum	Erindale (Ont.)	i	14,9	15,6	5,3	3,7*	0,0*	0,0*
Populus tremuloides	Toronto (Ont.)	i	47,5	42,0	58,8	21,3*	0,0*	1,6*
Populus tremuloides	Toronto (Ont.)	ii	44,0	52,9	45,5	29,0*	2,3*	0,0*
Populus tremuloides	Toronto (Ont.)	iii	30,3	32,7	23,0	9,0*	0,0*	0,0*
Betula papyrifera	Burt Lake (Ont.)	i	30,6	38,7	38,7	14,9*	4,7*	5,8*
Pinus strobus	Wisconsin (É.U.)	i	51,0	55,9	36,3	25,2*	2,3*	0,0*
Pinus strobus	Pointe Platon (Qué.)	i	53,3	56,6	48,5	41,4	10,0*	0,0*
Trillium grandiflorum	Muskoka (Ont.)	i	56,7	70,1+	-	42,8	-	1,7*
Trillium grandiflorum	Halton County (Ont.)	i	67,3	66,8	77,5	58,7	29,9*	4,2*
Maianthemum canadense	Burt Lake (Ont.)	i	56,2	58,5	42,2	27,7	0,0*	0,0*
Prunus pennsylvanica	Burt Lake (Ont.)	i	48,7	47,9	49,4	41,7	5,4*	3,5*
Prunus pennsylvanica	Burt Lake (Ont.)	ii	25,2	34,1	23,3	20,0	11,0	0,0*
Diervilla lonicera	Burt Lake (Ont.)	i	31,4	44,0	30,3	27,1	0,0*	0,0*
Diervilla lonicera	Burt Lake (Ont.)	ii	21,2	30,0	30,6	23,3	1,8	0,0*
Picea mariana	Burt Lake (Ont.)	i	11,8	13,8	7,0	10,3	7,9	0,0*
Pinus banksiana	Burt Lake (Ont.)	i	25,4	28,6	26,5	19,0	16,3	12,7*
Tsuga canadensis	Erindale (Ont.)	i	63,7	73,5	68,9	54,5	47,4	0,0
Tsuga canadensis	Erindale (Ont.)	ii	61,8	75,6	75,4	69,6	51,6	1,6*
Pinus resinosa	Nouvelle-Écosse	i	68,1	55,8	57,3	65,5	62,9	0,0*
Pinus resinosa	Muskoka (Ont.)	i	13,5	18,8	26,8+	16,0	12,8	1,8

* Moyennes sensiblement inférieures à celles du pH 5,6 ($\alpha = 0,05$ pour un test de comparaisons multiples de Duncan).

\+ Moyennes affichant une hausse significative allant de pair avec une baisse du pH ($\alpha = 0,05$ pour un test de comparaisons multiples de Duncan).

Tableau 4. Effet du pH du milieu de culture initial sur la longueur moyenne (µm Log_e) des plus longs tubes polliniques (90° percentile) du pollen prélevé dans divers individus de 13 espèces de flore forestière (les valeurs représentent les moyennes de cinq cultures répliquées)

Espèces	Lieu	Individu	Longueur moyenne (µm Log_e) pour chaque pH					
			pH 5,6	pH 4,6	pH 4,0	pH 3,6	pH 3,0	pH 2,6
Acer saccharum	Erindale (Ont.)	i	3,6	3,5	0,7*	0,5*	0,0*	0,0*
Populus tremuloides	Toronto (Ont.)	iii	6,2	5,5	4,5*	1,7*	0,0*	0,0*
Populus tremuloides	Toronto (Ont.)	i	6,6	6,6	6,5	2,9*	0,0*	0,0*
Populus tremuloides	Toronto (Ont).	ii	6,5	6,7	6,5	4,1*	0,5*	0,0*
Betula papyrifera	Burt Lake (Ont.)	i	2,7	2,8	2,5	0,6*	1,0*	1,3*
Oenothera paviflora	Erindale (Ont.)	i	5,7	5,3	5,2	4,8*	0,0*	0,0*
Oenothera paviflora	Muskoka (Ont.)	ii	5,2	4,8	4,5	3,0*	1,0*	0,0*
Oenothera paviflora	Muskoka (Ont.)	i	4,7	4,5	3,8	3,1	2,2*	1.0*
Diervilla lonicera	Burt Lake (Ont.)	ii	4,4	4,2	4,0	2,2*	0,1*	0,0*
Diervilla lonicera	Burt Lake (Ont.)	i	4,5	4,7	4,9	3,1	0,0*	0,0*
Trillium grandiflorum	Muskoka (Ont.)	i	4,8	5,1+	-	4,0*	-	0,6*
Trillium grandiflorum	Halton County (Ont.)	i	4,7	4,3	4,6	3,8	1,8*	0,8*
Pinus strobus	Wisconsin (É.-U.)	i	4,5	4,6	3,8	3,2	0,3*	0,0*
Pinus strobus	Pointe Platon (Qué).	i	4,9	4,8	4,8	4,3	1,6*	0,0*
Maianthemum canadense	Burt Lake (Ont.)	i	5,9	5,2	5,3	4,6	0,0*	0,0*
Tsuga canadensis	Erindale (Ont.)	i	6,8	6,5	6,7	6,4	4,6*	0,0*
Tsuga canadensis	Erindale (Ont.)	ii	6,8	6,9	6,8	6,7	4,2*	0,3*
Prunus pennsylvanica	Burt Lake (Ont.)	ii	3,9	2,1	3,0	2,2	3,5	0,0*
Picea mariana	Burt Lake (Ont.)	i	2,7	2,7	2,2	2,3	2,7	0,0*
Pinus banksiana	Burt Lake (Ont.)	i	2,3	2,4	2,1	1,9	2,0	1,4*
Pinus resinosa	Nouvelle-Écosse	i	4,1	3,8	3,3	3,9	3,9	0,0*
Pinus resinosa	Muskoka (Ont.)	i	1,6	2,2	3,2+	2,5	1,4	0,7
Prunus pennsylvanica	Burt Lake (Ont.)	i	3,3	3,7	2,6	2,8	0,5	0,0

* Moyennes sensiblement inférieures à celles du pH 5,6 ($\alpha = 0,05$ pour un test de comparaisons multiples de Duncan).

\+ Moyennes affichant une hausse significative allant de pair avec une baisse du pH ($\alpha = 0,05$ pour un test de comparaisons multiples de Duncan).

Espèces	Nombre de populations	Nombre d'individus
Acer saccharum	1	1
Populus tremuloides	3	3
Oenothera parviflora	2	3
Betula papyrifera	1	1
Pinus strobus	2	2
Maianthemum canadense	1	1
Trillium grandiflorum	2	2
Prunus pennsylvanica	1	2
Diervilla lonicera	1	2
Pinus banksiana	1	1
Pinus resinosa	1	1
Tsuga canadensis	1	2

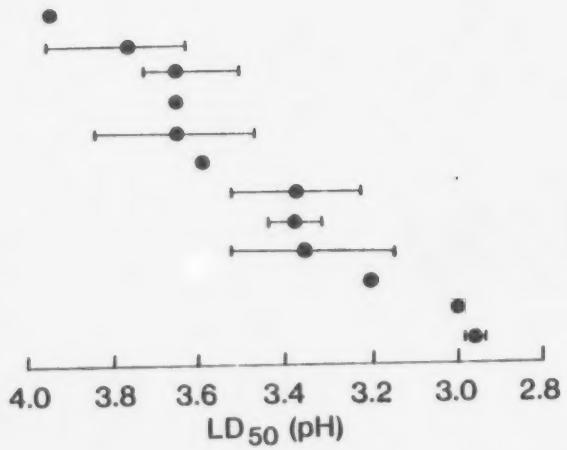


Figure 1. Moyennes et gammes des LD_{50} pour les réactions de germination du pollen prélevé dans des espèces forestières isolées cultivées à divers pH initiaux.

de variance a révélé des effets significatifs du pH et du cadmium ($P < 0,01$ et $P < 0,001$ respectivement) avec des termes d'interaction significatifs ($P < 0,05$). L'interaction était due en partie à une synergie à pH 3,6 et à la concentration de cadmium de 50 µM. Toutefois, à des concentrations inférieures et plus réalistes du métal à pH 3,6, une stimulation de la germination et de la croissance du tube s'est produite. L'effet inhibiteur constaté aux mesures de pH utilisées était plus marqué que l'effet du cadmium et stimulait la germination du pollen à pH 4,67. À pH 3,6, les effets étaient analogues à ceux constatés à pH 5,6, exception faite des concentrations élevées de cadmium. Les traitements acides (pH 2,6) exerçaient tous des effets hautement inhibiteurs ($\alpha = 0,05$) à la fois sur la germination et la croissance du tube.

Sensibilité à des combinaisons de pH et d'aluminium

On sait que les végétaux réagissent différemment au pH du sol (Russell, 1973) et s'adaptent sans doute de manière différente à divers types de sols dans leur aire de répartition (Snaydon, 1962). Ce constat conjugué à l'idée que les tolérances du pollen reflètent sans doute les tolérances de leurs sporophytes (Feder, 1981; Murdy, 1979) et l'intérêt que suscitent actuellement les interactions pH/Al et leur toxicité, sont à l'origine d'une étude sur leurs effets combinés sur le pollen de *Pinus strobus* prélevé dans des sites reposant sur des sols calcaires et acides. Le pollen a été prélevé dans des sites distants de 2,5 km au maximum dans la région de Little Current, à Manitoulin (Ontario) et a été séché à l'air et conservé sur un gel de silice à -15°C pendant deux semaines au maximum.

Les expériences factorielles ont été pratiquées avec les mêmes techniques que les expériences in vitro précédentes. Toutefois, en raison de la durée d'incubation (140 h), 30 ppm de mycostatine et de chloramphénicol ont été ajoutés au milieu contenant 20 % de sucrose pour prévenir la prolifération des bactéries et des champignons. Deux comparaisons par paire ont été faites. La première était une comparaison factorielle de 4 X 5 avec cinq répétitions pour chacun des quatre traitements acides (pH 5,6, 4,6, 3,6 et 2,6) moyennant cinq concentrations d'aluminium (0, 10, 50, 100 et 500 µM Al). La deuxième comparaison portait sur du pollen provenant de deux individus différents des populations. Ces deux échantillons ont été analysés dans les mêmes conditions, si ce n'est qu'on a omis le traitement à 500 µM Al.

Le surfaces de réaction du pollen pour une germination moyenne en pourcentage (arc sinus) sont indiquées à la figure 3. À nouveau, ANOVA a révélé les effets significatifs du pH ($P < 0,0001$) et de l'aluminium ($P = 0,56$ à $0,0001$) et des termes d'interaction significatifs ($P = 0,05$ à $0,0001$). Une forte synergie est constatée à pH 4,6 avec des concentrations d'aluminium supérieures à 50 µM.

En dehors de l'interaction synergique, l'inclinaison générale des surfaces de réaction indique la nature plus vulnérable du pollen provenant des génotypes calcaires. Ces constatations préliminaires étayent l'hypothèse que la tolérance du pollen reflète les tolérances édaphiques des donneurs polliniques choisis dans des conditions de sol calcaire et acide.

Réceptivité in vivo des stigmates et pluies acides simulées

Des tests sur la réceptivité des stigmates ont été pratiqués au moyen de simulations sur le terrain d'événements de précipitation d'une hauteur $\simeq 0,26$ cm à l'aide de douches à main calibrées. Des solutions simulantes de pH 5,6, 4,6, 3,6 et 2,6 ont été appliquées sur des stigmates réceptifs vierges (huit réplications pour chaque traitement) de fleurs émasculées d'une population d'*Oenthera parviflora* de Muskoka dont les pétales avaient été enlevés pour empêcher la pollinisation naturelle.

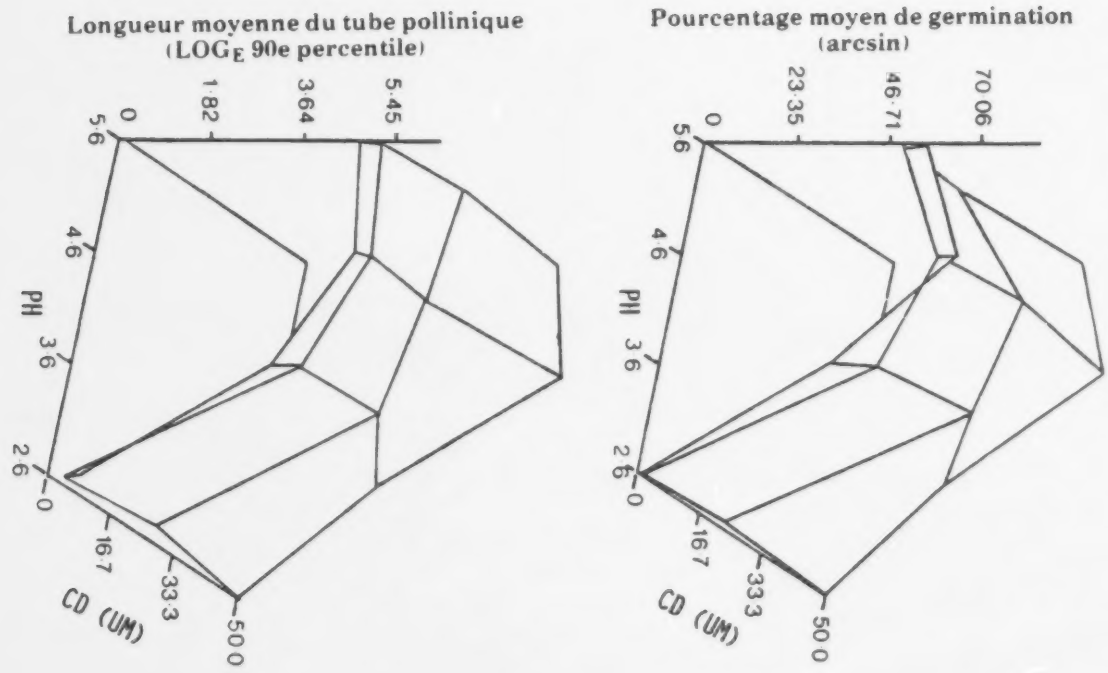


Figure 2. Effets de l'acidité des milieux de culture liquide sur le pollen de Trillium grandiflorum en présence de différentes concentrations de cadmium (moyennes dérivées de cinq réplications).

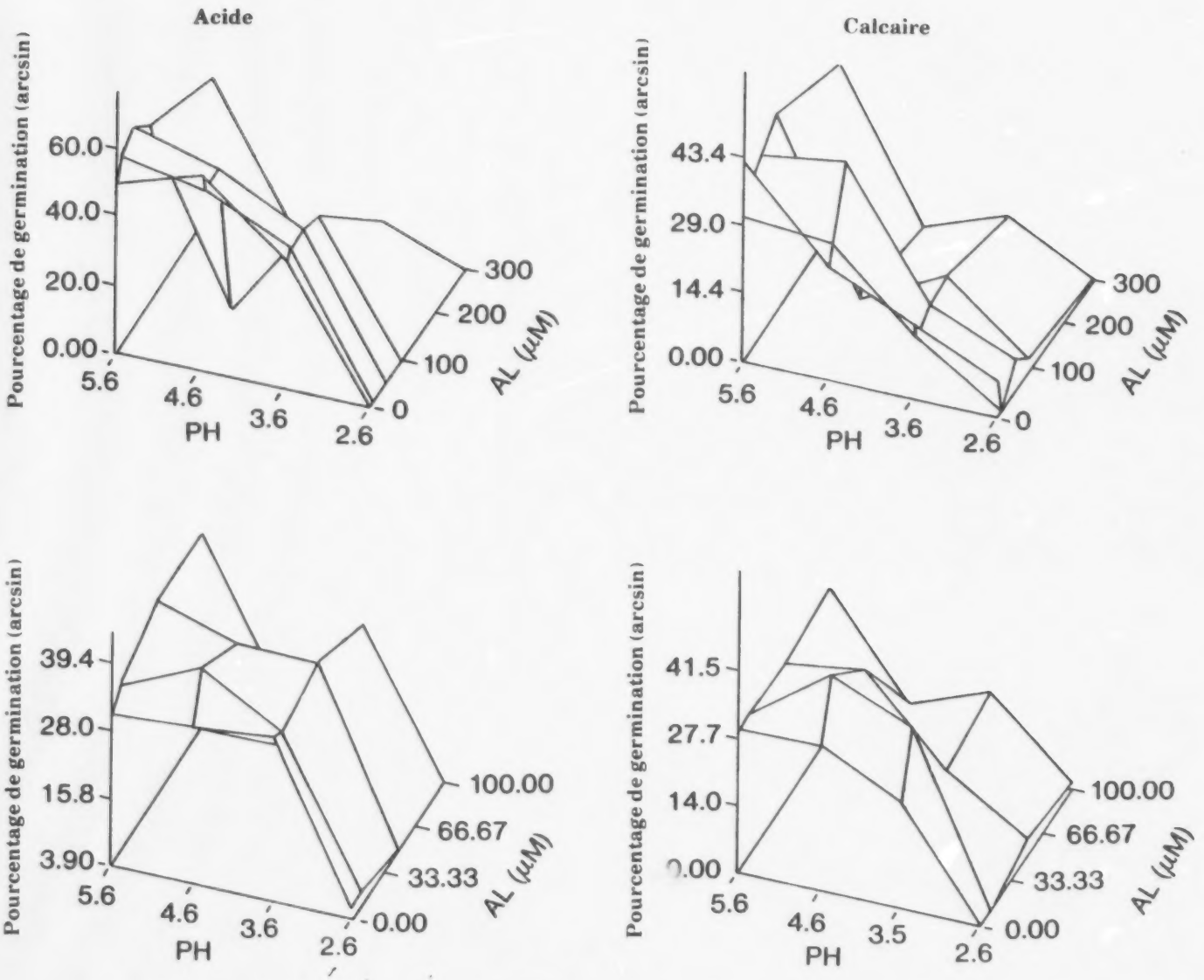


Figure 3. Réponses de germination du pollen de deux individus de Pinus strobus d'un peuplement poussant sur sol acide et sur sol calcaire à diverses combinaisons de pH et de concentrations d'aluminium.

Vingt minutes plus tard, des charges polliniques connues (plage 40-80) ont été placées sur chaque stigmate à l'aide d'une aiguille et d'une lunette d'horloger. Des stigmates témoins laissés non pollinisés n'affichaient aucune pollinisation naturelle. Les stigmates ont été laissés pendant cinq heures avant d'être excisés et fixés. Quarante-cinq stigmates ont été conservés individuellement dans une solution d'acide acétique et d'éthanol de 1/1. Chaque stigmate a ensuite été coloré dans du bleu de coton (Datta et Wong, 1967), aplati et monté dans de l'acide lactique à 80 %. Le pourcentage de pollen potentiellement fertile (contenu à coloration foncée) qui 1) a germé et 2) a produit des tubes suffisamment longs pour pénétrer le stigmate (c'est-à-dire trois fois le diamètre du grain) a été mesuré (figure 4). L'analyse de variance a révélé que les simulants de pluie acide provoquent une réduction significative ($P < 0,01$) de la réceptivité des stigmates selon les deux critères et que des traitements acides (pH 3,6 et 2,6) réduisent de manière significative ($\alpha = 0,05$) la réceptivité par rapport à un traitement de pH 5,6 et à un traitement non pulvérisé. Les doses létales moyennes du pH calculées pour le pollen fertile qui 1) n'a pas germé et 2) n'a pas produit de tubes suffisamment longs pour pénétrer le stigmate avaient respectivement un pH de 3,45 et de 4,55

Analyse

Les analyses in vitro révèlent des variations entre les espèces quant à la sensibilité du pollen au pH. Dans les espèces feuillues, le pollen des arbres du couvert étaient plus sensible au pH que celui des vivaces de la végétation pastorale en sous-étage et de la flore souterraine. En tant que groupe, les conifères semblent avoir un pollen plus tolérant à l'acidité, à l'exception de *P. strobus*. Les sensibilités polliniques plus généralisées décrites dans cette étude ressemblent à la sensibilité de groupes d'espèces similaires décrits par Jacobson et Van Leuken (1977) et par Evans (1980) à propos de la sensibilité foliaire aux pluies acides simulées. Un chercheur (Cox, 1983) a toutefois suggéré que pour mieux comprendre les sensibilités relatives des processus de reproduction des plantes forestières aux précipitations acides, il faut les rapporter à la position des espèces dans les strates du couvert et à la composition du couvert, compte tenu des différences constatées dans le pH des pluies ambiantes et de l'eau de pénétration par les frondaisons (Richter et Granat, 1978).

Les effets combinés in vitro du pH et du cadmium sur le pollen de *T. grandiflorum* ont confirmé sa sensibilité au pH. Toutefois, les seuls effets significatifs du cadmium se sont manifestés à une concentration de 50 µM (5,62 mg L^{-1}) de Cd à un pH égal ou inférieur à 3,6. Des concentrations inférieures et plus réalistes de cadmium de 1µM (0,1 mg L^{-1}) ou de 20 µM (2,25 mg L^{-1}) avaient un effet stimulant sur la fonction pollinique. Ces résultats indiquent que du cadmium peut être ajouté aux cations Pb et Mg dont on a constaté qu'ils stimulaient l'activité pollinique aux concentrations que l'on trouve dans les précipitations acides (Masaru et al., 1980); ou comme dans ce cas, à des concentrations supérieures à celles qui sont censées s'accumuler en raison des dépôts humides et secs (Lindburg *et al.*, 1981).

L'action combinée de l'aluminium et du pH sur la germination du pollen de *P. strobus* révèle les effets à la fois de l'aluminium et du pH ainsi qu'une interaction significative. L'interaction synergique sur la germination du pollen (figure 3) est peut-être due à une transformation de l'espèce d'aluminium libre du milieu de culture à une forme plus toxique allant d'un pH de 5,6 à 4,6, c'est-à-dire des ions $Al(OH)_2^+$. À un pH de 3,6 toutefois, la baisse de toxicité est peut-être due à une plus grande complexion de l'aluminium trivalent (Al^{3+}) dans le milieu contenant 20 % de sucrose (Burrows, 1977). Cela indique que les analyses in vitro du pollen sont peut-être un moyen utile d'analyser la toxicologie de l'aluminium des végétaux supérieurs ayant un rapport avec l'acidification du sol.

Ce qui a plus de rapport avec l'effet direct des précipitations acides, c'est la sensibilité apparemment plus grande au pH du pollen de *P. strobus* prélevé sur des sites calcaires, par rapport au pollen prélevé sur des sites acides. Cela corrobore l'idée que la tolérance des sporophytes se reflète dans leur pollen et indique peut-être que la reproduction de *P. strobus* adapté à des sols calcaires pâtit

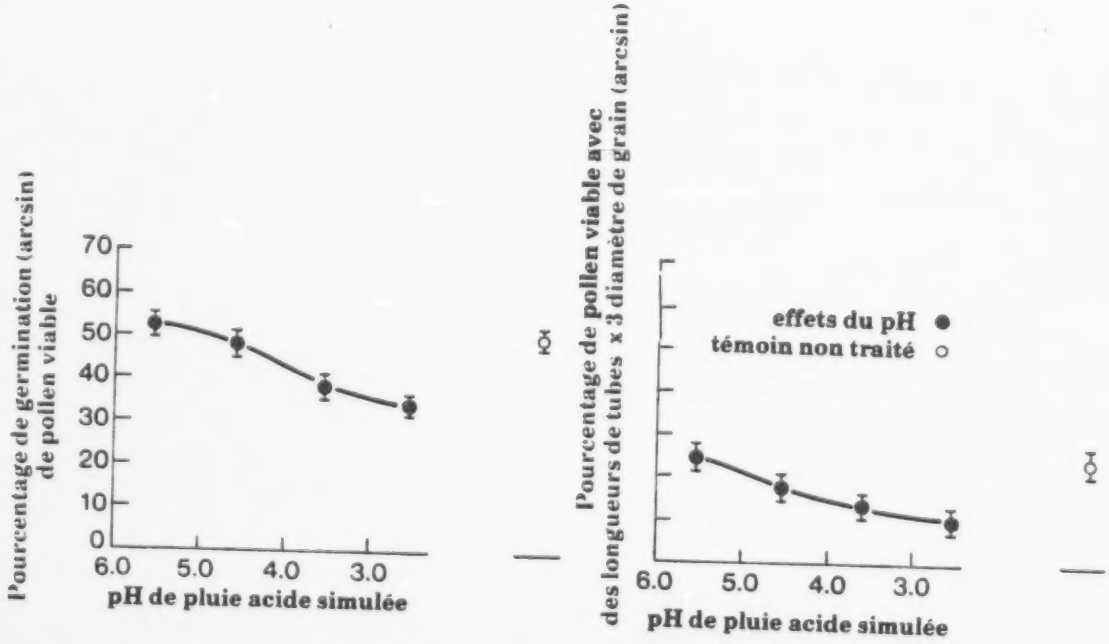


Figure 4. Effets de pluies acides simulées sur la réceptivité des stigmates d'un peuplement d'Oenothera parviflora de Muskoka (ET moyennes tirées de huit stigmates répliqués).

sans doute plus des effets des pluies acides sur le pollen qu'en ce qui concerne les populations reposant sur des sols acides.

L'exposition directe du pollen de pin à des pluies, des brouillards ou des brumes acides se produit lorsque le pollen adhère au tissu des stigmates des écailles des cônes réceptifs. En outre, le pollen de pin est exposé à l'acidité accumulée qui se dépose sur les écailles de cône à la suite de dépôts à la fois humides et secs durant l'exsudation de la gouttelette de pollinisation du micropyle.

La baisse de réceptivité des stigmates de *O. parviflora* est le premier effet de ce type observé in vivo dû aux pluies acides simulées, même si des effets similaires provoqués par des fumigations de SO_2 ont été constatés par DuBay et Murdy (1983a,b). Cela étaye l'hypothèse formulée par Evans (1979) et Jacobson (1980) selon laquelle les structures de reproduction exposées aux précipitations acides subissent des dommages directs.

La comparaison des sensibilités polliniques in vitro et in vivo de *O. parviflora* démontre que dans les deux cas, la germination du pollen est inhibée par des pH égaux ou inférieurs à 3,6. La DL_{50} indique toutefois que la germination in vivo est légèrement moins affectée par le pH initial que l'expérimentation in vivo, ce qui reflète sans doute le pouvoir tampon supplémentaire de la surface des stigmates. Cette explication est également proposée par Karnosky et Stairs (1974) et par DuBay et Murdy (1983a) par rapport aux effets de SO_2 sur le pollen. La plus forte inhibition in vitro de la germination par rapport à la réaction in vivo est peut-être due à la distribution hétérogène disséminée de l'acidité à la surface des stigmates. La DL_{50} des deux réactions polliniques de *O. parviflora* mesurées in vivo avait un pH de 4,66 et de 3,46 respectivement pour le pourcentage moyen (arc sinus) des grains produisant des tubes > 3 fois leur diamètre et pour le pourcentage moyen (arc sinus) des grains produisant des tubes > 1 fois leur diamètre. Ces preuves indiquent que le stade critique de la pénétration des stigmates est plus sensible à des pluies acides simulées que la germination du pollen sur les stigmates.

Dans l'ensemble, les résultats donnent à croire que le seuil de réaction au pH des divers pollens analysés, à la fois in vitro et in vivo, est dépassé par le pH des pluies ambiantes dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Des événements de précipitation dont le pH approche de 3 se produisent déjà dans le sud de l'Ontario (Chan, 1982). Le pH des précipitations quotidiennes à Longwoods, près de London (Ontario) avait une fréquence en pourcentage de 0,98, 1,96 et 5,88 pour un pH respectivement de 3 à 3,25, de 3,25 à 3,50 et de 3,50 à 3,75 en 1981 (Chan, 1982, communication personnelle). L'effet de ces événements de faible pH au moment de la pollinisation est sans doute une réduction de la quantité de semence par plante, du moins chez les espèces les plus sensibles, car on a déjà fait la preuve d'inhibitions analogues du pollen provoquées par une fumigation de SO_2 (Murdy, 1979; Murdy et DuBay, 1981b). Les effets des pluies acides sur la quantité de semence par plante sont actuellement étudiés dans toute une variété d'espèces.

Les baisses de fertilité pollinique provoquées par la pollution atmosphérique, que ce soit par SO_2, O_3, par les pluies acides ou diverses combinaisons de ces éléments, revêtent sans doute une importance particulière pour la reproduction des herbes des forêts boréales où la fertilité est sans doute déjà basse en raison de la limitation de la pollinisation. Barrett et Helenurm (1980) ont réussi à accroître la fertilité de 11 espèces d'herbes en sous-étage des forêts boréales sur 12 par pollinisation contrôlée à la main par rapport à une pollinisation ouverte. La fertilité de seulement trois des herbes considérées était restreinte par le manque de ressources (tableau 5).

Enfin, ces recherches révèlent que pour parfaitement comprendre les réactions aux précipitations acides de la reproduction de la flore indigène et peut-être de la qualité et du rendement des graines en foresterie et en agriculture, il faut examiner en détail les mécanismes de reproduction dans le cadre de simulations sur le terrain qui permettent d'évaluer les effets directs et indirects.

Tableau 5. Facteurs régissant la fertilité des herbes des forêts boréales

Espèces	Fertilité[1]			Tributaire du	Limité par le	Limité par les
	basse	moyenne	élevée	pollinisateur	pollinisateur	ressources
Aralia nudicaulis			+	+ +		
Chimaphila umbellata		+		+ +	+	
Clintonia borealis		+		+ +	+	
Cornus canadensis	+			+ +		+ +
Cypripedium acaule	+			+ +	+ +	
Linnaea borealis		+		+	+	
Maianthemum canadense	+			+ +	+	+ +
Medeola virginiana	+			+ +	+ +	
Oxalis montana		+		+	+ +	
Pyrola secunda		+		-	+	
Trientalis borealis	+			+ +		+ +
Trillium undulatum			+	-	-	

[1] faible 0-33 %, moyenne 33-66 %, élevée 66-100 % (source : Barrett et Helenurm, non publiée)

Remerciements

Nous remercions de leur précieuse aide technique D. Derbyshire et F. Vagnoni de l'Université de Toronto, sans oublier les installations du département de botanique et de l'Institut d'études sur l'environnement. Le financement de ces travaux a été assuré par le Service canadien des forêts, Environnement Canada, dans le cadre du programme TGDPA.

Bibliographie

Antipov, V.G. 1970. The effects of SO_2 on the reproductive organs of woody plants. Ohrana priody na urale, Sverdlovak 7:31-35 (Forest. Abstr. 32(4):752).

Arvind, K.; Malik, C.P. 1976. Effects of metabolic inhibitors on pollen germination and pollen tube growth in Petunia alba. Plant Sci. (Lucknow) 8:26-27.

Barrett, S.C.H.; Helenurm, K. 1980. Reproductive biology of some boreal forest herbs. Pages 9-10 dans Botany '80, Abstracts of papers presented at University of British Columbia, Vancouver, 12-16 juillet 1980. Botanical Society of America, Miscellaneous Series Publication, 158-P.

Benoit, L.F.; Skelly, J.M.; Moore, L.D.; Dochinger, L.S. 1982. The influence of ozone on Pinus strobus L. Can. J. For. Res. 13:184-187.

Brewbaker, J.L.; Dwack, B.H. 1963. The essential role of calcium ion in pollen germination and pollen tube growth. Am. J. Bot. 50:859-865.

Burrows, W.D. 1977. Aquatic aluminium chemistry, toxicology and environmental prevalence C.R.C. Crit. Rev. in Environ. Control. 7:167-216.

Brewbaker, J.L.; Majumder, S.K. 1961. Cultural studies of the pollen population effect and self-incompatibility inhibition. Am. J. Bot. 48:457-462.

Chan, W.H. 1982. Acid precipitation in Ontario study. Daily precipitation chemistry listings and statistical summaries. 15 juillet 1980 - 31 décembre 1981. Direction des ressources atmosphériques, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Chung, M.-S. 1981. Flowering characteristics of Pinus sylvestris L. with special emphasis on the reproductive adaptations to local temperature factor. Acta For. Fenn. 169:1-68.

Cooper, W.C. 1939. Vitamins and the germination of pollen grains and fungal spores. Bot. Gaz. 100:844-852.

Cox, R.M. 1983. Sensitivity of forest plant reproduction to long range transported air pollutants: In vitro sensitivity of pollen to simulated acid rain. New Phytol. 95 (sous presse).

Datta, P.C.; Wong, A. 1976. Staining pollen tubes in the style; cotton blue versus carmine for general use. Stain Technol. 42:81-85.

Dopp, W. 1931. Uber die wirkung der schwefligen Saure auf Blutenorgane. Ber. Dent. Bot. Ges. 47:173-221.

DuBay, D.T.; Murdy, W.H. 1983a. The impact of sulphur dioxide on plant sexual reproduction: In vivo and in vitro effects compared. J. Environ. Qual. 12:147-149.

DuBay, D.T.; Murdy, W.H. 1983b. Direct adverse effects of SO_2 on seed set in Geranium carolinianum L.: a consequence of reduced pollen germination on the stigma. Bot. Gaz. (sous presse).

Evans, L.S. 1979. A plant developmental system to measure the impact of pollution in rainwater. J. Air Pollut. Control Assoc. 29:1145-1148.

Evans, L.S. 1980. Foliar responses that may determine plant injury by simulated acid rain. Pages 239-257 dans Polluted rain. Plenum Press, New York.

Feder, W.A. 1968. Reduction in tobacco pollen germination and tube elongation induced by low levels of ozone. Science 160:1122.

Feder, W.A. 1981. Bioassaying for ozone with pollen systems. Environ. Health Perspect. 37:117-123.

Feder, W.A.; Sullivan, F. 1969. Differential susceptibility of pollen grains to ozone injury. Phytopathology 59:399 (Résumé).

Galloway, J.N.; Thornton, J.D.; Norton, S.A.; Volchok, H.L.; McLean, R.A.N. 1982. Trace metals in atmospheric deposition: a review and assessment. Atmos. Environ. 16:1677-1700.

Houston, D.B.; Dochinger, L.S. 1977. Effects of ambient air pollution on cone, seed and pollen characteristics in eastern white and red pines. Environ. Pollut. 12:1-5.

Iwanami, Z.; Okada, I.; Iwamatsu, M.; Iwadore, T. 1978. Inhibitory effects of royal jelly acid and myrmicacim and their analogous compounds on pollen germination, pollen tube elongation and pollen tube mitosis. Cell Struct. Funct. 4(2):135-142.

Jacobson, J.S. 1980. The influence of rainfall composition on yield and quality of agricultural crops. Pages 41-45 dans D. Drablos and A. Tollen, eds. Actes de la Conférence internationale sur les incidences écologiques des précipitations acides, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Jacobson, J.S.; Van Leuken, P. 1977. Effects of acidic precipitation on vegetation. Pages 124-127 dans Actes 4e Congrès international sur l'air salubre, Tokyo, Japon.

Karnosky, D.F.; Stairs, G.R. 1974. The effects of SO_2 on in vitro forest tree pollen germination and tube elongation. J. Environ. Qual. 3:406-409.

Kratky, B.A.; Fukunaga, E.T.; Hylin, J.Q.; Nakano, R.T. 1974. Volcanic air pollution: deleterious effects on tomatoes. J. Environ. Qual. 3:138-140.

Lindburg, S.E.; Turner, R.R.; Shriner, D.S.; Huff, D.D. 1981. Atmospheric deposition of heavy metals and their interaction with acid precipitation in a North American deciduous forest. Actes Conférence internationale sur les métaux lourds dans l'environnement, Amsterdam, 1981 (CEP Consultants Ltd., 26, Albany St., Edimbourg).

Ma, T.-H.; Khan, H. 1976. Pollen mitosis and pollen tube growth inhibition by SO_2 in cultured pollen tubes of Tradescantia. Environ. Res. 12:144-149.

Ma, T.-H.; Isbandi, D.; Khan, S.H.; Tseng, Y.S. 1973. Low level SO_2 enhanced chromatid aberration in Tradescantia pollen and seasonal variation in the aberration rates. Mutat. Res. 21:93-100.

Masaru, N.; Katsuhisa, F.; Sankichi, T.; Yukata, W. 1980. Effects of inorganic components in acid rain on tube elongation of Camellia pollen. Environ. Pollut. 21:51-57.

Masaru, N.; Syozo, F.; Suburo, K. 1976. Effects of exposure to various injurious gasses on germination of lily pollen. Environ. Pollut. 11:181-187.

Mulcahy, D.L. 1979. The rise of angiosperms: a genecological factor. Science. 206:20-23.

Mrkva, R. 1969. Einfluss der immission auf die saatgutgute der kiefer (Pinus sylvestris L.) im gebiet des forstbetriebes breclov (sudmahren). Acta Univ. Agric., Brno 38:345-360.

Mumford, R.A.; Lipke, H.; Loufer, D.A.; Feder, W.A. 1972. Ozone-induced changes in corn pollen. Environ. Sci. Technol. 6:427-430.

Murdy, W.H. 1979. Effect of SO_2 on sexual reproduction in Lepidium virginicum L. originating from regions with different SO_2 concentrations. Bot. Gaz. 140(3):299-303.

Murdy, W.H.; Ragsdale, H.L. 1980. The influence of relative humidity on direct sulfur dioxide damage to plant sexual reproduction. J. Environ. Qual. 9:493-496.

Pelz, E. 1963. Investigations of fruit development and smoke damaged spruce stands. Arch. Forstwesen. 18:47-49.

Podzorov, N.V. 1970. Effects of smoke in air and the quality of pine seeds. Lesn. Chozjajstovo. 18:47-49.

Powell, P.; Timms, P. 1974. The chemistry of non-metals. Chapman and Hall, Londres, p. 103.

Richter, A.; Granat, L. 1978. Pine forest throughfall measurements. Rapport AC-43, département de météorologie, Université de Stockholm. International Meteorological Institute, Stockholm.

Russell, E.W. 1973. Soil conditions and plant growth. Langmans, Green and Co., Londres.

Sabachnikoff, V. 1912. Action de l'acide sulfureux sur le pollen. Comptes rendus de la Société de Biologie, Paris. 72S:191-193.

Snaydon, R.W. 1962. The growth and competitive ability of contrasting natural populations of Trifolium repens L. on calcareous and acid soils. J. Ecol. 50:439-447.

Stanley, R.G.; Linskens, H.F. 1974. Pollen biology biochemistry management. Springer-Verlag, New York, p. 49.

Strickland, R.C.; Chaney, W.R. 1979. Cadmium influences on respiratory gas exchange of Pinus resinosa pollen. Physiol. Plant. 47:129-133.

Taniyama, T.; Uman, H. 1973. The effects of exposure to sulfur dioxide on eggplant pollen. Pages 112-114 dans Studies on damage of agricultural vegetation. Ministère de l'Agriculture and et des Forêts, Japon.

Varshney, S.R.K.; Varshney, C.I. 1981. Effect of sulphur dioxide on pollen germination and pollen tube growth. Environ. Pollut. 24:87-92.

Analyse

Question : Pourriez-vous nous parler des effets de la concentration d'aluminium et du pH sur les mécanismes de reproduction?

Réponse : Les mécanismes de reproduction ne m'intéressent guère en soi; il n'en va pas de même de l'état des grains et des pluies acides. Vous pouvez avoir une sélection de grains en bassin tolérants à l'acidité, ce qui peut affecter l'état de la génération suivante. L'objectif primordial de l'analyse est d'étudier les effets de l'acidité et de savoir s'il y a une réponse différentielle aux deux types de pollen prélevés dans les deux milieux. La concentration dont on s'est servi dans l'analyse ressemblait de près à la LD_{50}. Vous avez le choix dans ces analyses d'opter pour les concentrations du milieu ou les concentrations à partir desquelles il est possible de déterminer la réaction avec le plus de précision possible et de la rapporter à la situation du milieu. Toutefois, l'aluminium est tellement complexe et a tellement peu de rapport avec les conditions de culture dans une solution de sucrose que j'ai pensé que c'était une chose raisonnable à faire à ce niveau de concentration.

Question : De quel milieu de culture vous êtes-vous servi?

Réponse : Il s'agissait d'une solution de Brewbaker contenant diverses concentrations de sucrose, selon ce qui convient le mieux à la germination du pollen. J'ai jugé que c'était un critère raisonnable à employer plutôt que de le normaliser avec une concentration de sucrose, car les surfaces des stigmates varient selon les conditions de germination du pollen. Le pollen était pour la majeure partie du pollen frais, sauf celui des résineux qui a été conservé sur gel de silice à -5°C.

Question : Pourriez-vous nous parler des effets des traitement acides sur les systèmes de reproduction de *Oenothera* et des conifères?

Réponse : Ils sont très différents. Dans le cas d'*Oenothera*, l'effet se produit directement à la surface des stigmates où la germination se fait très rapidement. Dans le pin, l'exposition de la surface des stigmates aux pluies acides est l'élément qui revêt le plus d'importance. La prise d'eau initiale contenant les ions aluminium ou hydrogène et leur effet direct sur les membranes devrait être l'élément le plus important. Cela peut se produire avant la formation des gouttes de pollen qui ramène le pollen dans la zone de réception des micropyles et où la germination peut ou non se produire. À priori, les concentrations de cette acidité ne resteront pas efficaces pendant l'année qu'il faut pour que reprennent la croissance du tube pollinique et la fertilisation l'année suivante. C'est l'effet initial de la prise d'eau à la surface des stigmates qui affecte la fertilité du pollen dans ce cas.

Interaction des couverts forestiers et des polluants atmosphériques — Processus et taux

Bernhard Ulrich
Université de Göttingen

Résumé

Le couvert forestier n'agit comme surface réceptrice simple que pour les dépôts humides et secs de particules soumises à la loi de gravité comme les gouttelettes de pluie, les flocons de neige et les particules de poussière. Le taux de dépôt des gaz solubles dans l'eau comme SO_2, NO_x et NH_3, de même que des aérosols et des gouttelettes d'humidité dépend de leur taille et de leurs propriétés, notamment de l'activité métabolique de la surface réceptrice. On peut résumer ces processus sous l'appellation de dépôt d'interception (DI). Il n'existe pas de formule ou de mesure du taux de DI de NO_x et NH_3. Les dépôts secs de SO_2 dépendent beaucoup de l'ostiole, de l'humidité du couvert et de son pouvoir tampon des dépôts acides. Le brouillard et la neige mouillée peuvent augmenter les dépôts secs de SO_2, grâce à la présence d'une surface humide. Dans les régions où les nuages bas sont en contact avec le couvert, on assiste à une hausse considérable des dépôts d'acides, de sulfates et de métaux lourds, en raison de l'effet filtrant du couvert forestier. La mesure des taux de dépôt à l'aide de surfaces artificielles (comme les échantillonneurs humides/secs) peut donc donner lieu à d'importantes sous-estimations. Dans les forêts exposées, l'équilibre du flux du couvert semble être le seul moyen de calculer les taux de dépôt globaux réalistes d'une grande variété de polluants atmosphériques.

Allocution au déjeuner
La puissance des mots — Quelques exemples

Marcel Lortie
Université Laval, Québec
15 juin 1983

Mesdames,
Messieurs,

Au début de cette période de quelques minutes, je veux présenter mes respects à vous les chercheurs qui travaillez à élucider les relations complexes qui existent ou qui pourraient exister entre les précipitations à caractère acide et les réactions des plantes, notamment des arbres en milieu forestier. Indépendamment du contexte imposé par la société, le problème en lui-même est difficile à aborder; il oblige le développement d'hypothèses nouvelles difficiles à confirmer ou à infirmer. Je sais ce dont je parle car j'ai travaillé pendant une bonne dizaine d'années à tenter de résoudre (sans trop de succès d'ailleurs) un problème connu sous le nom de dépérissement du bouleau. J'ai rencontré des frustrations dûes à des situations qui vous sont probablement familières. Et aujourd'hui je résume mon expérience sur le dépérissement du bouleau en disant je sais ce que ce n'est pas mais je ne sais pas ce que c'est.

Quant j'ai accepté de vous parler ce midi, je me suis vite senti démuni devant le problème qui vous confronte. Et pourtant à entendre les propos de certains d'entre vous, je ne me suis pas toujours senti étranger à vos préoccupations. À certains moments, j'ai même eu l'impression que ce que certains d'entre vous dites, je l'ai déjà entendu.

En 1953, j'étais étudiant en foresterie. J'avais un emploi d'été en pathologie forestière avec le bureau de Québec de la division de biologie forestière du Ministère fédéral de l'Agriculture, organisation qui plus tard s'unissait à la direction des forêts du Ministère des Affaires du Nord et des Ressources pour constituer l'essentiel du Service canadien des forêts. Un jeune chercheur du nom de Lee A. Paine venait de joindre les rangs du laboratoire qui allait devenir plus tard le Centre de recherches forestières des Laurentides.

Il arrivait d'Europe et son premier travail (ce fut d'ailleurs le seul qu'il poursuivit à Québec avant de s'en aller à Berkeley en 1959) consistait à trouver la ou les cause(s) de l'échec des plantations d'épinettes blanches à Grand'Mère. Il nous arrivait à lui et à moi de parler du problème qu'il étudiait. J'eus même le privilège d'exécuter des analyses de sol pour lui par l'intermédiaire d'un contrat à l'Université Laval.

Son hypothèse était à l'effet que des facteurs écologiques contribuaient à acidifier le sol au point que certains éléments minéraux comme l'aluminium devenait assimilables et du même coup toxiques; les arbres ne pouvaient en effet survivre à certaines formes que prenaient ces minéraux. Des travaux visant à confirmer cette hypothèse, me disait-il, étaient à se développer en Allemagne. J'ai l'impression qu'en 1953 ou 1954, c'est ainsi que certains d'entre vous m'auriez parly d'une partie du problème que vous étudiez présentement.

Evidemment Lee Paine ne parlait pas des pluies acides. Le problème actuel diront certains est beaucoup plus important que les petites plantations de Grand'Mère. Bien sûr!

Et pourtant le processus scientifique est-il plus important parce qu'on a un problème à l'échelle d'un continent? La recherche des propriétés de cristaux de germanium s'inscrit-elle dans un processus moins valorisant que la recherche sur les transistors parce que ceux-ci ont eu et ont encore des

possibilités d'application économique. Et pourtant sans la première la seconde n'eût guère été possible.

Votre recherche sur les pluies acides a-t-elle pris une importance plus grande que quand vous d'Environnement-Canada travailliez sur le programme LRTAP. (*Long Range Transport of Air Pollutants*).

Car c'est de cela que j'ai décidé de vous entretenir. De l'importance des mots, du rôle des mots, de l'influence des mots. Ceux qui parmi vous avez été assez longtemps dans le milieu, vous vous rappelerez comment il fut difficile de faire financer une fraction du projet LRTAP. Dès que les mots qui font image, les *catchy words* Pluies acides sont apparus dans les milieux journatistiques une agence qui analyse le contenu des médias et notamment la presse écrite devait signaler aux autorités fédérales l'impact futur de ces mots. Des politiciens et ceux qui sont proches du pouvoir politique, les hauts fonctionnaires, sont rapidement devenus victimes (victimes heureuses dans certains cas) de la nouvelle désignation. Allez donc expliquer au Conseil du Trésor (c'était avant les ministères d'état au développement) la valeur de la rechercheeffectuée au sein du programme LRTAP relativement à celle qui pourrait venir contrer ce monstre venu d'ailleurs qui comme le jus de tomate, pouvait corroder que dis-je corrodait nos bâtiments et nos voitures et vinaigrait nos lacs.

Certains préssentaient que l'enthousiasme qui se développait autour des mots Pluies acides pourrait être au détriment de la rigueur scientifique et ont depuis utilisé les mots Précipitations acides tout au moins pour bien montrer que le phénomène, sous nos climats, était aussi important en hiver.

La mobilisation des politiciens et des hauts fonctionnaires dans la lutte contre les précipitations acides reposaient et reposent encore sur des connaissances fondamentales des phénomènes, sur une recherche poussée. Mais l'urgence d'une action rapide engendrée par les sentiments que provoquent les mots Pluies acides devait inciter certains d'entre eux à suggérer les résultats que devaient obtenir les chercheurs et à déterminer la durée de la recherche. Et malheureusement, certains professionnels ont voulu satisfaire les souhaits des patrons. J'ai lu comme certains d'entre vous des propos où on tirait des conclusions importantes à partir d'hypothèses non vérifiées. Comme vous j'ai aussi lu des phrases comme: «Même si on n'a pas mesuré d'effets négatifs, on ne peut pas ne pas croire que...»

Ces sortes de propos sont de plus en plus cités sans discernement. Et c'est là que se situe le problème. Le climat actuel est à l'alarmisme ou à la douce quiétude. Il y a un marché assuré pour les propos alarmants et pour ceux qui se veulent réassurants.

Et bientôt, des propos sans nuance, quelquefois faux sont lancés. Remarquez bien que ce n'est pas propre seulement aux Pluies acides. Ainsi la semaine dernière, un ingénieur forestier à qui on demandait pourquoi il supportait l'usage aérien de phytocides répliqua à peu près ceci «Le Hart rouge, un cornouiller constitue une difficulté pour la régénération. Le débroussaillage mécanique provoque un recru de rejets. Seuls les phytocides en viennent à bout». Le journaliste devait ajouter qu'il avait lui-même consulter La Flore Laurentienne de Marie- Victorin et qu'au sujet du cornouiller, il avait écrit qu'il formait des associations de la plus haute importance écologique. Eh vlan pour l'ingénieur forestier qui ne connait pas l'écologie. Et pourtant, l'ingénieur forestier parlait du cornouiller stolonifère, le hart rouge et le journaliste avait lu des commentaires concernant le cornouiller du Canada, le Quatre-Temps. Mais peu importe, 6 à 7 000 000 personnes ont reçu le message, les ingénieurs forestiers ne connaissent pas l'écologie! le journaliste lui y connait ça!

Un autre exemple? On parle d'aménagement forestier. Plusieurs comme moi tentent de rappeler le sens du mot aménagement, c'est-à-dire l'ordonnance des coupes de bois dans le temps et dans l'espace. Mais peine perdue. Comme me disait quelqu'un récemment dans le mot aménagement, il y a le mot «ménage». Donc aménager c'est faire le ménage. Et alors on entend des propos comme «dans une forêt aménagée, il y a jamais de tordeuse» (Je ne connais aucun travail valable qui pourrait

même suggérer cela); on nous présente des photographies de forêt où on a enlevé toute régénération et on nous dit: voilà une forêt bien aménagée!

Si j'ai accepté de venir vous parler ce midi c'est pour vous dire ce que j'attends de scientifiques comme vous et pour vous demander de continuer à agir comme tels même si la tentation est forte de prendre des positions sociales ou économiques avec les connaissances que vous avez. Qu'on me comprenne bien. Les scientifiques comme tous les individus ont droit à des options politiques. Mais la science, elle, n'est pas politique.

Je lisais récemment qu'un des problèmes associés avec les évaluations d'impact sur l'environnement est de confondre évaluation et science. L'auteur rappelait qu'une évaluation d'impact est un processus de planification donc politique qui n'a rien de scientifique si ce n'est l'exactitude des données de base. De même dans des domaines de recherche comme les précipitations acides, les données de base doivent être exactes. Et si des politiciens veulent se servir de ces données qu'ils le fassent mais au moins qu'ils le fassent avec des données exactes et rigoureuses.

J'ai sans doute à ce moment l'air d'un moraliste. Ce n'est pas l'image que je veux projeter. C'est plutôt la réputation des chercheurs et l'authenticité intrinsèque de la recherche qui me préoccupe.

Je soupçonne que certains sont en train de se dire: «Il termine et c'est tant mieux. Mais qu'est-il arrivé aux travaux de Lee Paine?» A-t-il pu établir un rapport entre l'acidité des sols de Grand'Mère et la détérioration des arbres? Et bien voici... En cours de route, il dut avec les méthodes du temps abandonner son hypothèse de travail et se concentrer sur des aspects de carences minérales. Dans un rapport intérimaire produit en 1956, il expliquait que de nombreuses observations semblaient suggérer un effet combiné de carences minérales et de facteurs climatiques. Il ne put cependant résister à inscrire:

«Toxic iron, aluminum, and manganese concentrations probably play a minor role in the development of the disease pattern».

Cependant dans la publication finale de ses travaux en 1960, Lee Paine ne faisait plus aucune référence à cette question de toxicité.

Paine, L.A. 1960. Studies in forest pathology XXII. Nutrient deficiencies and climatic factors causing low volume production and active deterioration in white spruce. Can. Dept. Agric., Forest Biology Division, Publ. 1067, 29 p.

Je termine en vous souhaitant plein succès dans vos délibérations et je vous remercie.

Séance technique IV
Effets des pluies acides sur les sols

Les pluies acides et le pouvoir tampon des sols forestiers

James W. Hornbeck et C. Anthony Federer
U.S. Forest Service, Durham, New Hamsphire

Résumé

Une revue des études déjà effectuées sur les effets qu'ont les pluies acides sur les éléments nutritifs du sol permet de dégager cinq grands sujets d'inquiétude: augmentation des pertes par lessivage, diminution de la capacité d'échange cationique, accélération de l'altération des minéraux du sol, mobilisation d'éléments toxiques, changements dans le biote du sol. Tous ces effets supposent que les précipitations acides accélèrent l'acidification des sols. Nous avons étudié la capacité des sols forestiers d'agir comme tampon de H^+ dans les précipitations en ajoutant H^+ et OH^- à des échantillons de sols provenant de forêts du Maine, du New Hampshire et du Connecticut. Les changements du pH par unité ajoutée de H^+ et OH^- sont presque indépendants du pH, pour ces sols. Le pouvoir tampon variait entre 5 et 15 mmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1} dans nos sols minéraux et de 20 à 100 mmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1} dans la couverture morte. Le pouvoir tampon était en étroite relation avec la teneur en matière organique. Dans le pire cas, où les facteurs atténuants sont négligés, les valeurs du pouvoir tampon obtenues indiquent qu'un changement de pH d'une unité dans la couverture morte exigerait une addition de 2 à 10 kmol (H^+) ha^{-1} seulement, tandis qu'un changement d'une unité dans un sol minéral exigerait de 30 à 50 kmol (H^+) ha^{-1}. Ces données laissent croire que les sols forestiers n'ont peut-être pas l'extraordinaire pouvoir tampon qu'on leur prête parfois.

Introduction

Plusieurs études récentes ont porté sur les effets possibles des pluies acides sur les sols (Alexander, 1980; Bache, 1980; Frink et Voigt, 1977; Johnson et al., 1982; McFee, 1978; Tamm, 1976). Selon ces études, nos connaissances actuelles des processus pédologiques permettent d'élaborer des hypothèses concernant plusieurs effets des pluies acides. Toutefois, les données quantitatives et qualitatives à l'appui de ces hypothèses ont été lentes à acquérir. De plus, la question se complique par la possibilité que les pluies acides puissent avoir des effets bénéfiques tout comme des effets néfastes sur les sols (Andersson, 1982). La même information sert parfois à démontrer l'une ou l'autre possibilité. Une conclusion s'impose donc, pour le moment: les effets réels des pluies acides sur les sols demeurent en grande partie inconnus.

À la lumière de ce qui précède, nous avons jugé qu'il y aurait peu à apprendre à rédiger un autre article de ce genre. En cherchant une approche différente, nous avons constaté que les revues antérieures proposaient au moins cinq grandes préoccupations concernant les effets des pluies acides sur les éléments nutritifs des sols: augmentation des pertes par lessivage; réduction de la capacité d'échange cationique; accélération de l'altération des minéraux de sol; mobilisation d'éléments toxiques et changements dans le biote du sol. Tous ces effets posent comme prémisse que les précipitations acides accélèrent l'acidification du sol. Nous avons donc décidé de traiter de la capacité des sols d'agir comme tampon de H^+ dans les précipitations ou de se protéger contre les changements de pH qui modifieraient l'équilibre des éléments nutritifs des sols.

Redistribution de H^+

Une brève étude de la redistribution de H^+ dans les systèmes forestiers donne une certaine perspective sur la question du pouvoir tampon. Notre propos sera illustré à l'aide de données provenant d'études effectuées à la forêt expérimentale de Hubbard Brook dans le New Hampshire (Eaton *et al.*, 1973; Hornbeck *et al.*, 1977; et Likens *et al.*, 1977).

La précipitation annuelle, à Hubbard Brook, atteint en moyenne 1 300 mm à un pH de 4,13, ce qui se traduit par une addition moyenne de 1,0 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1}. Si toutes ces quantités s'additionnaient au sol, nous serions dans une situation du pire. Le pH augmente quand la précipitation pass à travers le couvert forestier d'été ou pendant qu'elle s'accumule sous forme de manteau nival, et, quand elle pénètre dans le sol, la valeur du pH varie de 4,6 à 4,8. Ce qu'il advient de H^+ laissé dans le couvert forestier n'a pas encore été entièrement déterminé; il n'est donc pas possible de savoir avec précision sur quelle quantité de H^+ dans les précipitations le pouvoir tampon des sols devra s'exercer.

À Hubbard Brook, l'écoulement fluviatile annuel est en moyenne de 800 mm à un pH de 4,90, ce qui donne une perte moyenne dans les cours d'eau de 0,1 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1}. La différence de 0,9 kmol (H^+) ha^{-1} an^{-1} entre les additions au niveau du couvert forestier et les pertes dans les cours d'eau laisse croire que la forêt sert de réservoir pour une partie importante de H^+ dans les précipitations. Toutefois, un récent budget de H^+ de la forêt de 60 and de Hybbard Brook (Driscoll et Likens, 1982) démontre que les sources et les réservoirs de H^+ sont à peu près équilibrés comme suit:

	kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1}
Sources de H^+:	
Précipitation	1,0
Dépôts secs	0,4
Accumulation nette dans la forêt (absorption des cations)	1,0
Réactions d'altération	0,1
Alcalinité des cours d'eau	0,1
	2,6
Réservoirs de H^+:	
Réactions d'altération	2,1
Accumulation nette de la fôret (absorption des anions)	0,3
pH des cours d'eau	0,1
	2,5

Même si certaines de ces valeurs sont basées sur des hypothèses et des approximations, le budget permet de croire que le système forestier, y compris les sols, semblent agir assez bien comme tampon des sources de H^+. La différence entre les sources et les réservoirs donne une accumulation nette de l'ordre de 0,1 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1}. Il importe de souligner que H^+ dans les précipitations constitue une part importante de H^+ en circulation.

Certaines pratiques de gestion forestière, particulièrement pour ce qui est de la coupe, peuvent aggraver le problème des pluies acides. Par exemple, l'enlèvement du couvert forestier permet à la précipitation d'atteindre les sols forestiers sans avoir subi de changements chimiques. Comme nous l'avons déjà mentionné, cela pourrait se traduire par des additions beaucoup plus importantes de H^+ dans la couverture morte. De plus, la nitrification augmente de façon spectaculaire dans les sols où les arbres ont été coupés, en Nouvelle-Angleterre. Ce processus d'acidification peut se combiner aux pluies acides pour accélérer l'acidification des sols. La première année suivant une coupe rase d'une forêt de feuillus du Nord à Hubbard Brook, la nitrification accrue, dans les sols, a donné lieu à une production de H^+ qui était le triple des apports annuels dans les précipitations (Hornbeck *et al.*, 1983). Les perturbations de la couverture morte pendant le débusquage et une diminution de la matière organique immédiatement après la coupe (Covington, 1981) peuvent réduire temporairement les réserves de bases nécessaires pour contrer l'acidification du sol. Ces exemples font ressortir la

nécessité d'accroître notre connaissance du pouvoir tampon des sols lorsqu'il y a addition de composants acides.

Détermination du pouvoir tampon

Le pouvoir tampon ne peut pas être déterminé avec satisfaction sur place; c'est pourquoi l'on procède le plus souvent à des titrages d'échantillons de sol en laboratoire. Le pouvoir tampon est alors défini comme étant l'addition de H^+ ou de OH^- nécessaire par unité de masse pour modifier le pH d'une unité (Morris, 1974). Le titrage des sols avec de l'OH^- est utilisé depuis longtemps en agriculture pour déterminer les besoins en chaux. Le titrage des sols, dans la direction opposée, avec de l'H^+ a rarement été utilisé avant que l'on ne commence récemment à s'intéresser aux effets des pluies acides.

En termes de problèmes causés par les pluies acides, nous ne savons pas très bien avec quelle précision le pouvoir tampon reflète le comportement d'un sol dans des conditions naturelles. Pour le moment toutefois, le pouvoir tampon semble être le meilleur indice à notre disposition pour évaluer l'aptitude des sols à contrer les changements de pH causés par les pluies acides.

Plusieurs unités différentes sont couramment utilisées pour exprimer le pouvoir tampon. Pour les déterminations en laboratoire, nous avons choisi d'utiliser le millimole de H^+ (ou de OH^-) nécessaire par kilogramme de sol pour changer le pH d'une unité (mmol (H^+) kg^{-1} pH^{-1}). Lorsque nous extrapolons les résultats obtenus en laboratoire pour les transposer sur le terrain en utilisant la masse par unité de surface, nous utilisons le kilomole de H^+ nécessaire par hectare pour changer le pH d'une unité (kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1}). Cette dernière unité facilite la comparaison avec les pluies acides. Par exemple, 1 000 mm de précipitation à un pH de 4,0 ajouteraient 1 kmol (H^+) ha^{-1}. Ce chiffre se rapproche de l'apport annuel de H^+ dans les précipitations pour le nord-est des États-Unis et l'est du Canada et, dans les études sur les pluies acides, il est souvent désigné comme «l'addition standard».

Méthodes d'étude

Nous avons mesuré le pouvoir tampon d'échantillons de sols provenant de trois sites où nous étudions les effets de la coupe sur la redistribution des éléments nutritifs. Les sites sont les suivants: une forêt d'épinettes et de sapins dans le centre du Maine, une forêt d'épinettes et de sapins dans le centre du Maine, une forêt de feuillus du Nord, dans le nord du New Hampshire et une forêt de feuillus, dans le Connecticut (Tableau 1). Nous avons obtenu deux échantillons de chacun des quatre ou cinq horizons à chaque site. Chaque échantillon était composé de matériaux provenant de trois ou quatre fosses pédologiques. Les échantillons avaient été passés au tamis de 6 mm et séchés à l'air, dans le cadre d'une expérience antérieure.

Pour commencer cette expérience, nous avons réhumecté les échantillons de sol pour leur redonner la teneur en eau approximative que l'on retrouve sur le terrain. Les échantillons ont ensuite été brassés puis incubés à 20°C pendant deux à trois semaines et enfin additionnés d'acides et de bases. La teneur réelle en eau des échantillons réhumectés a été mesurée en faisant sécher à l'étuve deux sous-échantillons. Le séchage à l'air, le réhumectage et l'incubation ne sont pos une méthode courante pour déterminer le pouvoir tampon, mais les échantillons séchés à l'air étaient facilement disponibles. Cet été, nous poursuivons les travaux avec des échantillons humidifiés sur place, ce qui ne semble pas, jusqu'à maintenant, faire une grande différence.

Les additions d'acides et de bases ont été faites à trois sous-échantillons de 5 g de chacun des échantillons réhumidifiés. À un des sous-échantillons, on a ajouté 10 ml d'eau distillée pour obtenir la boue standard à 2:1. Un second sous-échantillon a reçu 10 ml d'eau distillée et 0,5 ml de 0,1 N HCl. Le

Tableau 1. Sites d'échantillonnage des sols

Endroit	Maine		New Hampshire		Connecticut	
Latitude	45° 56' N		44° 32' N		41° 24' N	
Longitude	69° 17' W		71° 03' W		72° 321 W	
Espèces d'arbres dominantes	*Abies balsamea* *Picea rubens* *Picea alba*		*Betula papyrifera* *Betula alleghaniensis* *Fagus grandifolia* *Acer saccharum* *Acer rubrum*		*Quercus rubra* *Quercus velutina* *Quercus prinus* *Betula lutea* *Acer rubrum*	
Séries de sol	Chesuncook-Telos fsl		Becket sl		Canton fsl	
Famille de sol	Loameux-grossier, mixte, froid, Fragiorthode typique		Loameux-grossier, mixte, froid, Fragiorthode typique		Loameux-grossier, par-dessus sableux-squelettique, mésique mixte, Dystrochrept typique	
Horizon échantillonné et pH sur place	Oi	3,7	Oi	5,4	Oi A1	4,4
	Oa	3,4	Oa	4,5	A2,	4,7
	E	3,7	E	4,7	B1,	4,8
	Bhs	4,3	Bhs	4,6	B2,	4,8
	Bs	4,6	Bs	5,1		

troisième sous-échantillon a reçu 10 ml d'eau distillée et 0,5 ml de 0,1 N NaOH. Les additions d'acides et de bases ont été de l'ordre de 10 à 60 mmol (H^+) kg_s^{-1}[1], selon la teneur en eau de l'échantillon. Les additions ont habituellement produit un changement de pH variant entre 0,5 et 1,5 unité de pH.

Le pH de toutes les boues a été déterminé après un jour et après six jours. Le changement de pH entre le jour 1 et le jour 6 était généralement inférieur à 0,2 unité et se produisait, dans le cas de certains échantillons, dans la boue à l'eau distillée tout comme dans celle qui avait reçu des additions de bases ou d'acides. Il n'y a eu aucune différence évidente du pouvoir tampon déterminé à partir des données du jour 1 et du jour 6; nous avons par conséquent utilisé seulement les valeurs du jour 1.

Résultats

Le pouvoir tampon calculé à partir d'additions acides différait quelque peu du pouvoir tampon calculé à partir d'additions basiques dans les cas de certains horizons, mais pas dans d'autres (Tableau 2). Lorsque les données concordent, cela implique que le pouvoir tampon est indépendant du pH, à l'intérieur de la gamme de pH mesuré.

Le pouvoir tampon est en étroite relation avec la teneur en matière organique de ces sols (figure 1). Les sols minéraux, ayant des fractions organiques inférieures à 0,1 $g_o g_s^{-1}$ ont un pouvoir tampon d'environ 10 mmol (H^+) $kg_s^{-1}pH^{-1}$. Par extrapolation, le pouvoir tampon de la matière orga-

1. Les lettres souscrites qui accompagnent les unités sont: s - sol séché à l'étuve; o - matière organique

nique pure serait de l'ordre de 60 à 120 mmol (H^+) kg_s^{-1} pH^{-1}. La relation entre le pouvoir tampon et la fraction organique différait peu parmi les sites.

Le pouvoir tampon se compare mieux d'un horizon à l'autre lorsqu'on le considère sur une base d'unité de surface. La densité apparente et l'épaisseur des horizons échantillonnés différaient considérablement. Nous avons utilisé les données de masse par unité de surface de Federer (1983) pour obtenir le pouvoir tampon sur la base d'une unité de surface (tableau 3). Le pouvoir tampon de la couverture morte était de 1,5 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1} dans la couverture mince du Connecticut, mais il atteignait 5,7 et 9,7 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1} dans le
mor du New Hampshire et du Maine. En dépit d'un pouvoir tampon inférieur par unité de masse, le pouvoir tampon de l'ensemble du sol minéral excédait grandement celui de la couverture morte, variant entre 28 et 52 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1}, aux sites étudiés.

Discussion

Le titrage des sols forestiers avec H^+ et OH^- semble utile pour comprendre l'aptitude éventuelle des sols à contrer l'effet des pluies acides. Toutefois, il est important de noter que l'évaluation des la capacité tampon en termes d'absorption de H^+ ajouté peut être très trompeuse. Par exemple, un sol à pH 5,0, dont le pouvoir tampon est de 30 mmol (H^+) kg_s^{-1} pH^{-1} absordera environ 99 pour 100 de H^+ provenant d'une addition de 30 mmol (H^+) kg_s^{-1}. Cependant, le 1 pour 100 de H^+ qui n'est pas absorbé est suffisant pour fair passer le pH du sol à 4,0. Il est important de regarder au-delà de l'absorption de H^+ pour envisager le changement de pH du sol.

Les courbes de titrage pour les sols montrent généralement une relation presque linéaire entre le changement de pH et la quantité d'acide ou de base ajoutée (Bolt et al., 1976). Si la courbe est véritablement linéaire, le pouvoir tampon est indépendant du pH auquel il est déterminé. Bolt et al. (1976) ont montré des courbes typiques pour des matériaux de sol qui ont un pouvoir tampon de 20 à 40 mmol (H^+) kg_s^{-1} pour des sols minéraux et de 200 mmol (H^+) kg_s^{-1} pour de la tourbe. Nos valeurs sont similaires.

Pour ce qui est des sols forestiers du nord-est, nos données indiquent que la fraction organique constitue un excellent déterminant du pouvoir tampon. La ressemblance générale entre nos données et celles de Bolt laisse croire que le pouvoir tampon de sols ayant des teneurs en matières organiques semblables peut ne différer que d'un facteur de 2 ou 3. La relation entre la fraction organique et le pouvoir tampon peut être utile pour la cartographie des sols sensibles aux pluies acides. Les cartes antérieures par McFee (1980) et Olson et al. (1982) ont été en grande partie basées sur la capacité d'échange cationique, laquelle est plus difficile à obtenir et probablement plus variable que la fraction organique. La capacité d'échange cationique étant dominée par les échanges dans la matière organique dans de nombreux sols forestiers du nord-est (Kalisz et Stone, 1983), il n'est pas surprenant que le pouvoir tampon soit également en étroite relation.

Dans les études sur les précipitations acides, l'analyse du pouvoir tampon devrait être effectuée sur la base d'une unité de surface. L'apport annuel d'environ 1 kmol (H^+) ha^{-1} dans les précipitations des régions du nord-est peut être comparé à des pouvoirs tampons de 2 à 10 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1} dans la couverture morte et de 30 à 40 kmol (H^+) ha^{-1} pH^{-1} dans les sols minéraux. À l'aide de nos valeurs du pouvoir tampon et en supposant la pire des hypothèses, c'est-à-dire l'absence de facteur atténuant, l'addition à la couverture morte de tout le H^+ dans les précipitations n'y produirait un changement du pH d'une unité que d'ici 2 à 10 ans seulement. Pour que le H^+ se répande dans l'ensemble de la masse du sol de façon à modifier le pH d'une unité, il faudrait de 30 à 50 ans. Point important, en raison de leur masse, les horizons minéraux jouent probablement un rôle de tampon important à l'égard des additions de H^+.

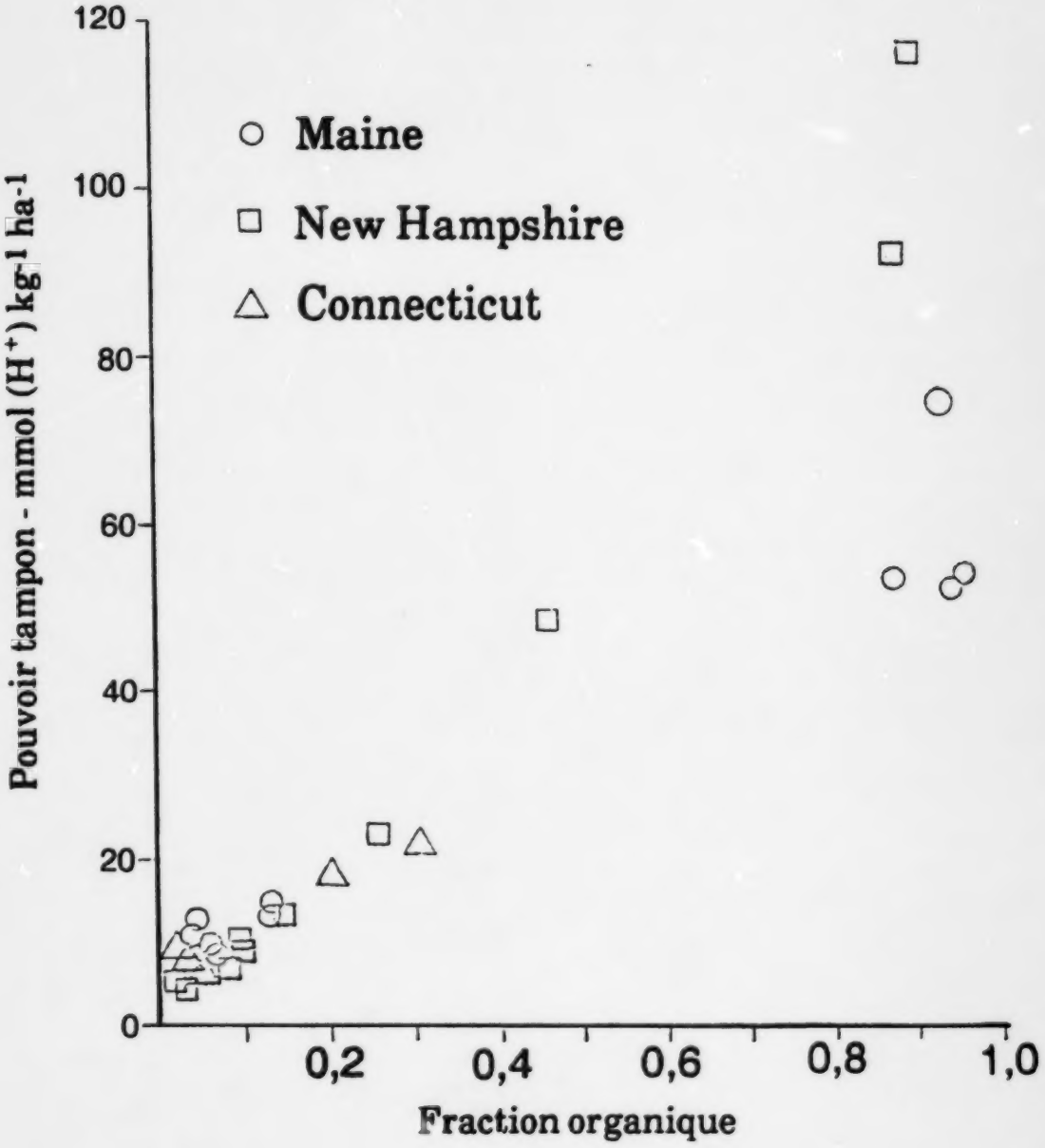


Figure 1. Pouvoir tampon en regard de la fraction organique.

Tableau 2. Pouvoir tampon d'échantillons auxquels ont été ajoutés de 10 à 40 mmol (H^+) kg_s^{-1} de H^+ et de OH^-, ayant causé des changements de pH d'environ 0,5 à 1,5 unité

Endroit	Horizon	Échantillon	Fraction organique $kg_o kg_s^{-1}$	Pouvoir tampon	
				mmol (H^+) $kg_s^{-1} pH^{-1}$	mmol (OH^-) $kg_s^{-1} pH^{-1}$
Maine	Oi	1	0,94	53,3	75,8
		2	0,95	53,6	80,9
	Oa	1	0,87	54,1	57,7
		2	0,92	75,1	70,1
	E	1	0,05	13,0	8,5
		2	0,05	12,0	8,4
	Bhs	1	0,13	14,9	13,2
		2	0,14	13,4	13,6
	Bs	1	0,06	11,6	7,2
		2	0,06	9,7	8,6
New Hampshire	Oi	1	0,86	92,3	170,3
		2	0,88	116,0	137,6
	Oa	1	0,49	45,5	86,4
		2	0,26	22,9	51,1
	E	1	0,02	5,2	4,9
		2	0,01	5,2	5,1
	Bhs	1	0,09	10,7	15,9
		2	0,14	11,8	23,3
	Bs	1	0,10	9,0	9,7
		2	0,09	8,0	10,3
Connecticut	Oi, A1	1	0,32	22,8	47,1
		2	0,21	18,4	29,8
	A2	1	0,08	9,0	12,0
		2	0,08	9,1	14,0
	B1	1	0,04	9,0	8,1
		2	0,04	9,2	9,2
	B2	1	0,03	10,1	7,1
		2	0,03	9,0	9,5

Tableau 3. Pouvoir tampon par unité de masse de sol et par unité de surface, selon les horizons, pour les trois endroits. Les valeurs de la masse des sols proviennent de Federer (1983)

Endroit	Horizon	Épaisseur mm	Masse du sol Mg ha^{-1}	Pouvoir tampon mmol (H^+) $kg^{-1}pH^{-1}$	Pouvoir tampon mmol (H^+) $ha^{-1}pH^{-1}$
Maine	Oe	50	53	54	2,9
	Oa	90	104	65	6,8
	E	80	943	12	11,3
	Bhs	60	331	14	4,6
	Bs	215	1591	11	17,5
	Total	—	3022	—	43,1
New Hampshire	Oe	30	33	104	3,4
	Oa	60	67	35	2,3
	E	25	314	5	1,6
	Bhs	45	261	12	3,1
	Bs	390	2980	8	23,8
	Total	—	3655	—	34,2
Connecticut	Oe, A1	3	72	21	1,5
	A2	105	995	9	9,0
	Bs1	185	1840	9	16,6
	Bs2	240	2642	10	26,4
	Total	—	5549	—	53,5

Il y a peu d'information disponible que nous pourrions comparer avec nos données sur la façon dont les pluies acides peuvent affecter le pH du sol. Reuss (1978) et McFee et al. (1977) ont estimé des changements dans le pH du sol en calculant les changements possibles dans le pourcentage de saturation en bases résultant d'une précipitation annuelle de 1 000 mm à un pH de 4,0. Ils en ont conclu que le pH du sol pouvait diminuer entre 0,05 et 0,1 unité par décennie, ou environ la moitié du taux que nous avons calculé plus haut.

Nos données laissent croire que les sols forestiers n'ont peut-être pas le pouvoir tampon extraordinaire qu'on leur prête parfois. Des changements importants du pH sont susceptibles de se produire si le pH de la précipitation continue de se maintenir en moyenne à 4,0. Il est évident que nous devons acquérir plus d'information au sujet des facteurs atténuants. Par exemple, à tous nos sites d'étude, le pH de la précipitation augmente pendant le passage à travers le couvert forestier. La précipitation au sol a souvent un pH de 5, ce qui représente 0,1 kmol (H^+) ha^{-1} an^{-1}. Cette addition beaucoup moindre pourrait apparemment ralentir le taux de changement du pH du sol, bien que ce puisse être aux dépens de l'acidification de la litière.

Conclusion

Les gestionnaires des forêts devraient-ils se préoccuper des effets des pluies acides sur les sols forestier? D'après nos données, nous croyons que le pouvoir tampon de sols forestiers provenant de trois sites très éloignés en Nouvelle-Angleterre n'est pas particulièrement grand et que des

changements significatifs du pH du sol pourraient se produire en quelques décennies. Il semble fondé de se préoccuper du fait que les précipitations acides peuvent accélérer l'acidification des sols. Une baisse du pH du sol pourrait avoir un effet sur des processus comme le lessivage, l'altération, les échanges cationiques et l'activité microbienne ainsi que sur la teneur en éléments nutritifs. Ces changements seront probablement graduels et extrêmement difficiles à déceler et à quantifier.

Pour le moment, les gestionnaires des forêts ne peuvent attendre que des recommandations très générales sur la meilleure façon de protéger les forêts et les sols forestiers contre les pluies acides. Le pouvoir tampon pourra servir à élaborer des recommandations plus précises après que les facteurs atténuants auront été définis plus clairement.

Ouvrages de référence

Alexander, M. 1980. Effects of acidity on microorganisms and microbial processes in soil. Pages 363-374. *In* T.C. Hutchinson and M. Havas (ed.). Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Andersson, F. 1982. Acidification threatens the forests of Europe. Pages 186-193. *In* Environment '82 Committee (ed.). Acidification today and tomorrow. Swedish Ministry of Agric., Stockholm.

Bache, B.W. 1980. The acidification of soils. Pages 183-202. *In* T.C. Hutchinson and M. Havas (ed.). Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Bolt, G.H.; Bruggenwert, M.G.M.; Kamphorst, A. 1976. Adsorption of cations by soil. Pages 54-90. *In* G.H. Bolt et M.G.M. Bruggenwert (ed.). Soil Chemistry. Elsevier Sci. Pub. Co., New York.

Covington, W.W. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clearcutting in northern hardwoods. Ecol. 62(1):41-48.

Driscoll, C.T.; Likens, G.E. 1982. Hydrogen ion budget of an aggrading forested ecosystem. Tellus 34:283-292.

Eaton, J.S.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1973. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. J. Ecol. 61(2):495-508.

Federer, C.A. 1983. Nitrogen mineralization and nitrification: Case studies of depth variation in four New England forest soils. Accepted for publication in Soil Sci. Soc. Am. J.

Frink, C.R.; Voigt, G.K. 1977. Potential effects of acid precipitation on soils in the hymid temperate zone. Water, Air, and Soil Pollut. 7(3):371-388.

Hornbeck, J.W.; Likens, G.E.; Eaton, J.S. 1977. Seasonal patterns in acidity of precipitation and their implications for forest stream ecosystems. Water, Air, and Soil Pollut. 7(3):355- 366.

Hornbeck, J.W.; Pierce, R.S.; Martin, C.W.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1983. Combined effects of forest harvest and acid precipitation. En préparation.

Johnson, D.W.; Turner J.; Kelly, J.M. 1972. The effects of acid rain on forest nutrient status. Water Resour. Res. 18(3):449-461.

Kalisz, P.J.; Stone, E.L. 1983. Cation exchange capacity of acid forest humus layers. Soil Sci. Soc. Am. J. 44(2):407-413.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Robert S. Pierre, Eaton J.S.; Johnson, N.M. 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York. 146 p.

McFee, W.W. 1978. Effects of acid precipitation and atmospheric deposition on soils. Pages 64-73. *In* James N. Galloway, Ellis B. Cowling, Eville Gorham, et William W. McFee (ed.). A national program for assessing the problem of atmospheric deposition. Nat. Atmos. Deposition Prog., Ft. Collins, Co.

McFee, W.W. 1980. Sensitivity of soil regions to acid precipitation. U.S. Environ. Prot. Agency EPA-600/3-80-013.

McFee, W.W.; Kelly, J.M.; Beck, R.H. 1977. Acid precipitation effects on soil pH and base saturation of exchange sites. Water, Air, and Soil Pollut. 7(3):401-408.

Morris, J.G. 1974. A biologist's physical chemistry. 2nd ed. Edward Arnold, London. 390 p.

Olson, R.J.; Johnson, D.W.; Shriner, D.S. 1982. Regional assessment of potential sensitivity of soil in the eastern United States to acid precipitation. Oak Ridge Nat. Lab., Environ. Sci. Div. Pub. No. 1899. 50 p.

Reuss, J.O. 1978. Simulation of nutrient loss from soils due to rainfall acidity. U.S. Environ. Prot. Agency EPA-600/3-78-053, 45 p.

Tamm, C.O. 1976. Acid precipitation: Biological effects in soil and on forest vegetation. Ambio 5:235-238.

Solubilisation et mobilisation de l'aluminium par l'acidification des sols

S. Shah Singh
Institut de recherches chimiques et biologiques
Agriculture Canada, Ottawa

Résumé

Produits naturels de la pédogenèse et de la météorisation, les sols sont des complexes dynamiques. L'homme a vu son rôle de facteur incontestable de pédogenèse s'intensifier avec les progrès de la société, de l'agriculture et de la technique. Les pluies acides sont l'une des nombreuses causes de changement qui sont venues agir sur les sols à la faveur de l'activité économique accrue. La dégradation des eaux de surface a été corrélée aux effets nocifs de l'acidification. Aucune corrélation simple n'a cependant été établie entre le pH des pluies acides et celui des sols, et on ne devrait pas s'attendre à ce qu'une telle corrélation soit établie. L'aluminium n'est pas un constituant majeur des pluies acides; en général toutefois, sa concentration dans la solution du sol dépend du pH. L'élément se présente dans ce milieu sous un certain nombre de formes, en solution ou non. Les formes solubles sont déterminées par le pH et par les anions auxquels l'élément est associé. L'aluminium s'hydrolyse facilement, et les anions associés influent sur le phénomène. La formation de complexes solubles d'Al, comme $AlSO_4^+$, influe sur de nombreuses réactions. L'importance de ces complexes pour les réactions d'échange et la mobilité des cations dans les sols n'a pas encore été reconnue.

La comparaison des propriétés chimiques d'Al dans la solution du sol quand il se trouve en présence des ions Cl^- et SO_4^{2-} montre des écarts considérables dans la distribution des différents ions aluminium. En présence des ions SO_4^{2-}, une fraction notable de l'élément se présente sous la forme de l'ion monovalent $AlSO_4^+$, moins capable que l'ion trivalent aluminium (Al^{3+}) de rivaliser avec les cations basiques pour occuper les sites d'échange. Ainsi, combinée à SO_4^{2-}, une proportion notable d'Al peut se déplacer facilement dans le profil pédologique ou en percoler vers le milieu aquatique. Le rapport $[AlSO_4^+]/[Al^{3+}]$ est déterminé par l'activité des ions SO_4^{2-}. Ainsi, la multiplication ou la division par 10 fois de la concentration de SO_4^{2-} provoque un changement de même ordre de ce rapport. En percolant vers le milieu aquatique, les ions $AlSO_4^+$, sous l'effet de la dilution, reviendraient de fait à la forme Al^{3+}.

Introduction

L'aluminium est le plus abondant des éléments métalliques de la croûte terrestre, et ses propriétés chimiques en milieu aqueux acides revêtent une grande importance : l'élément existe sous de nombreuses formes solubles, selon le pH, les anions auxquels il est associé, etc. De fait, les réactions entre Al^{3+} et OH^- sont parmi les plus importantes des réactions inorganiques à se produire dans tous les sols, sauf les sols calcaires. Même si des réactions semblables entre l'ion ferrique et OH^- existent presque certainement, elles surviennent à un pH beaucoup plus bas. En effet, l'énergie de liaison est beaucoup plus forte entre Fe^{3+} et OH^- qu'entre Al^{3+} et OH^-. Toutefois, certains des principes dont je discuterai s'appliqueront également à d'autres éléments métalliques.

On peut dire, sans crainte de se tromper, qu'en beaucoup de parties de la Terre, notamment dans les régions industrialisées, les pluies sont acides. Au cours des quelques dernières décennies, l'acidité des précipitations a augmenté. Ces dernières années, beaucoup de pressions ont été exercées (notamment en Amérique du Nord) afin que l'on évalue et que l'on mesure les effets des pluies acides. Le problème est difficile parce que les pluies acides ne sont pas la seule source d'acidité, si l'on s'en tient aux sols. Les sols sont des complexes dynamiques naturels, l'aboutissement de processus de pédogenèse et de météorisation. Tous les sols évoluent dans le temps, à partir de la roche mère stable, avant d'acquérir leurs propriétés pédologiques.

Les propriétés d'un sol dépendent de cinq facteurs de pédogenèse : le climat, les micro-organismes, le relief, la roche mère et le temps. Où classer les pluies acides? Les précipitations atmosphériques font partie du climat et elles constituent une cause importante d'humidité du sol, en emportant avec elles un certain nombre de substances qui s'introduisent dans le sol et dont l'importance ne saurait être sous-estimée en raison de leur capacité d'influer sur la pédogenèse.

Jusqu'ici, tout semble logique et normal; examinons cependant ce que vient y faire l'homme. Notre espèce, du fait de ses nombreuses actions sur la nature qui sont provoquées par l'activité économique, est un facteur incontestable, souvent puissant, de pédogenèse. Son rôle s'est intensifié avec les progrès sociaux et techniques. Les pluies acides sont un constituant nouveau apporté aux sols par l'activité de l'homme dans les sociétés industrielles. C'est dans ce contexte que l'on peut se demander dans quelle mesure les pluies acides altéreront les constituants du sol et en modifieront les paramètres importants de qualité.

Des cycles chimiques fondamentaux et bien connus nous montrent éloquemment la relation entre les oxydes de soufre et d'azote et l'acidification des sols et, partant, la nécessité de comprendre la composition de la solution du sol sous l'influence des pluies acides. Les changements dans les propriétés chimiques de cette solution peuvent retentir considérablement sur la productivité forestière de même que sur les caractéristiques chimiques et la productivité des milieux aquatiques et de l'habitat halieutique.

Arrivée sur le sol, la pluie peut s'y déplacer en surface et, également, vers le bas, par infiltration et percolation. Elle peut alors influer sur la composition des eaux souterraines ainsi que sur l'évolution des milieux aquatiques.

Des corrélations ont été établies entre l'acidité ou pH de l'eau de pluie et celles des lacs non salés; toutefois le système pédologique est trop complexe pour que ces corrélations soient simples.

Un système pédologique consiste en trois états de la matière - solide, liquide et gazeux. L'état liquide consiste en une solution aqueuse renfermant un grand nombre de constituants. La nature, le sens et la vitesse des réactions chimiques sont déterminés par les caractéristiques des réactifs et des produits, leur concentration et leur quantité, les mécanismes qui les apportent sur les lieux de la réaction et les emportent, la température, la pression, etc. La concentration des constituants dépend, dans une large mesure, des réactions des produits de la dissolution des solides, de la complexation, des échanges entre les solutions et de l'emplacement des charges négatives à la surface des solides ainsi que des réactions avec l'eau et les constituants de la phase gazeuse. Deux réactions des plus importantes, qui limitent la concentration des divers constituants en solution, sont la précipitation et la dissolution des solides modérément solubles. Ces derniers comprennent les composés de l'aluminium.

Dans le sol, l'aluminium se présente sous un certain nombre de formes. On peut distinguer deux groupes :

a) la fraction de l'aluminium qui fait partie de la structure des minéraux argileux;
b) la fraction qui ne fait pas partie de cette structure, que l'on peut qualifier d'aluminium libre, consistant en :
   (i) cations en solution et en cations échangeables;
   (ii) solides tant amorphes que cristallins.

Le groupe a) se forme durant la météorisation des sols, lorsque l'aluminium est libéré des minéraux d'origine et précipite sous la forme de minéraux secondaires, en grande partie des aluminosilicates.

On peut se demander quelle est l'origine de cet aluminium libre. En effet, la question vise l'acidification par l'eau de pluie. Lorsque les sites d'échange négatifs d'une argile sont saturés d'ions H^+, la surface de l'argile devient un milieu très acide. Cela mène à la dissolution de l'aluminium de cette dernière.

Un autre cation digne d'intérêt dans les sols acides est Ca, puisque la plus grande partie de la saturation des sites d'échange par l'aluminium survient au prix du remplacement du Ca.

On peut effectuer des calculs détaillés pour montrer :

(i) la répartition des ions divalents Ca^{2+} et SO_4^{2-} ainsi que du composé soluble neutre $CaSO_4^0$;

(ii) l'activité véritable des ions divalents Ca^{2+} et SO_4^{2-} (correction faite de l'effet complexant, dans le calcul des coefficients d'activité et de force ionique);

(iii) l'activité des ions Ca^{2+} et SO_4^{2-}, le calcul de la force ionique n'étant pas corrigé pour la formation des paires d'ions.

L'écart peut être de 25 à 30 %, ce qui est considérable.

Nous pouvons maintenant examiner l'influence des ions Cl^- et SO_4^{2-}, sur les propriétés chimiques de l'aluminium et du calcium dans les solutions du sol, sur le pH, les caractéristiques d'échange et la solubilité du produit de l'activité ionique, $(Al)(OH)^3$, dans certains sols acides du Canada. Le pH des suspensions de sols dans une solution de $CaSO_4$ est plus élevé que celui qui est mesuré dans les solutions de $CaCl_2$. La réduction des ions H^+ par SO_4^{2-} est proportionnelle à l'activité de l'ion H^+ dans les suspensions du sol : plus cette activité est grande (pH faible), plus grande est la diminution des ions H^+. Cela indique que les ions SO_4^{2-} sont plus réactifs, à pH faible, en ce qu'ils augmentent le pH des suspensions de sol.

Les composés de l'aluminium ainsi que de l'hydroxyl-aluminium sont les constituants les plus importants pour la détermination de l'acidité de la plupart des sols acides. On peut donc conclure que les ions SO_4^{2-} des sols acides réagissent de manière à élever le pH lorsqu'on est en présence d'ions SO_4^{2-}, comparativement au pH mesuré en présence d'ions Cl^-.

Je ne veux pas donner l'impression que, parce qu'elle élève le pH des sols acides, la présence de SO_4^{2-} dans les pluies acides serait bénéfique. Il faut souligner le fait que l'acidité des sols est beaucoup plus qu'une variation du pH de ces derniers.

Voici certains mécanismes probables :

$$Al^{3+} + SO_4^{2-} \; AlSO_4^+$$

$$Al_n(OH)^{3n-m} + xSO_4^{2-} \; Al_n(OH)_{m-2x}(SO_4)^{3n-m} + 2 \times OH^-$$

$$Al(OH)_3^0 + SO_4^{2-} \; [Al(OH)_{3-2x}(SO_4)]^0 + 2x\,OH^-$$

Les deux premières réactions ont lieu en solution; la troisième dans la phase solide. La première réaction transforme l'aluminium ionique trivalent en $AlSO_4^+$. Elle réduit la quantité d'Al^{3+} hydrolysable et elle s'accompagne d'une libération d'ions H^+ dans la solution du sol. Elle réduit également la participation des ions H^+ dans les réactions d'échange cationique dans les sols. La nature exacte et la probabilité de la deuxième réaction ne sont toutefois pas connues, cette réaction pouvant libérer des ions OH^-. La troisième réaction consiste en l'adsorption des ions SO_4^{2-} par la phase solide amorphe de l'hydroxyde d'aluminium.

D'après les publications, ce mécanisme d'adsorption pourrait empêcher la lixiviation des cations. Cette propriété a été corrélée à la mobilité des anions associés et à la nécessité d'un équilibre

des charges dans la solution du sol qui empêcherait la percolation des cations sans qu'il leur soit associé des anions mobiles. Cette idée a été attribuée à Johnson et à ses collègues. Wiklander (1980) a aussi attribué la rétention accrue et la percolation réduite des cations de sels en présence de cations polyvalents, notamment avec les anions phosphate à la capacité accrue d'échange cationique plutôt qu'à un prétendu équilibre des charges. Ces auteurs semblent ne pas connaître la notion d'association ionique. La présence d'ions SO_4^{2-} mène à la formation de nombreux complexes; en outre, la neutralité électrique doit être conservée, ce qui fait que la percolation augmentera.

Examinons maintenant les équilibres de l'aluminium, lesquels servent d'exemples des équilibres spontanés observés dans les systèmes naturels de sols. Al^{3+} des solutions du sol est en équilibre simultané avec $Al(OH)_3(s)$, $Al(OH)_{3-x}\ SO_{4x/2}(s)$, $AlSO_4^+$ des solutions du sol, $Al(OH)_2^+$ et $Al_6(OH)_{15}^{3+}$ et Al échangeable. Les équilibres sont, bien entendu, déterminés par l'activité des autres électrolytes et ions. La présence ou l'absence d'une forme particulière d'hydroxyl- aluminium ou d'aluminium trivalent dépendent de certaines caractéristiques du sol (l'une d'elle est le pH) ou, réciproquement, la présence d'une certaine chimique donnée impose certaines caractéristiques au sol.

Dès que démarre ce processus de dissolution et dès qu'apparaît une forme soluble d'Al dans la solution du sol, de multiples réactions peuvent survenir. En raison de la nature cyclique des phénomènes du milieu tels que le réchauffement, le refroidissement, l'assèchement, les précipitations, un certain nombre de produits peuvent se former. L'un d'eux, l'espèce hydroxyl-aluminium, forme des couches intercalaires dans les minéraux argileux. Cet aluminium non échangeable peut réduire la capacité d'échange au point de présenter un risque de carence nutritive en Ca, même si les sites disponibles d'échange étaient essentiellement saturés de Ca.

Une autre caractéristique de l'hydroxyl-aluminium non échangeable est qu'il peut piéger ou immobiliser de grandes quantités d'engrais phosphatés ainsi que d'autres ions qui servent d'élément nutritif aux plantes.

Les conditions optimales de la formation des couches intercalaires sont les suivantes :

(i) une météorisation modérément active;
(ii) la disponibilité de l'aluminium;
(iii) un pH de 5,0;
(iv) une faible teneur en matières organiques;
(v) un cycle de mouillage et séchage.

Les caractéristiques chimiques de l'aluminium saturé et de l'aluminium intercalé dans la bentonite du Wyoming montrent que lorsque la capacité d'échange d'une argile est bloquée par les matériaux intercalaires, le phénomène peut ordinairement être irréversible.

La capacité d'échange cationique de la bentonite saturée par l'aluminium, qui était de 79,7 mEq. 100 g^{-1} d'argile, a conservé cette valeur même après deux années d'équilibre. Toutefois, dans les échantillons de bentonite du Wyoming séparés par des couches d'aluminium, la capacité d'échange cationique, qui était considérablement réduite d'environ 80 à 30 mEq. 100 g^{-1} a conservé cette valeur après deux années d'équilibre. Le produit de l'activité ionique $(Al)(OH)^3$ était de $30^{-33,10}$.

Il faut mentionner que la quantité d'aluminium précipitée par unité d'argile est importante pour la détermination à la fois de la stabilité de l'aluminium intercalaire et de la permanence de la capacité réduite d'échange cationique. Dans le cas de la bentonite du Wyoming, lorsque la quantité d'aluminium était de 8 mEq. g^{-1} d'argile, la baisse de la capacité d'échange cationique a semblé permanente. Lorsque la quantité d'aluminium a dépassé 8 mEq. g^{-1} d'argile et a approché des 16 mEq, il s'est alors formé une phase cristalline de gibbsite.

De ce qui précède, on conclut qu'un accroissement de la concentration des ions H^+ dans le sol, quelle qu'en soit l'origine, mène à la destruction graduelle de la fraction minérale avec, comme résultat, l'accroissement des concentrations d'aluminium et d'autres métaux lourds (Fe, Mn); avec leurs composés hydroxylés correspondants, ces métaux peuvent exister indépendamment des minéraux argileux ou en association avec eux.

Ce qui précède résume l'effet des ions H^+ dans la libération de l'aluminium. Constituants importants des pluies acides les ions SO_4^{2-} forment des paires ioniques avec de nombreux cations. On saisit rapidement l'importance de ces complexes ioniques à la lumière de leurs réactions d'équilibre. Par exemple, lorsque l'activité de SO_4^{2-} est de $10^{-3,20}$ moles. l^{-1}, le rapport $[AlSO_4^+]/[Al^{3+}]$ est de 1. La multiplication ou la division de l'activité de $SO_4(SO_4^{2-})$ par 10 provoque une variation de même sens de ce rapport.

L'importance des ions sulfate sur la répartition ionique des formes de l'aluminium peut être démontrée comme suit. Dans le système des chlorures, qui ne forment pas de complexes avec Al, ce dernier existe sous forme trivalente (Al^{3+}) et divalente ($AlOH^{2+}$). Le rapport d'Al^{3+} à $AlOH^{2+}$ est déterminé par le pH du système. En présence d'ions SO_4^{2-}, les ions aluminium se présentent sous forme trivalente (Al^{3+}), divalente ($AlOH^{2+}$) et monovalente ($AlSO_4^+$). Dans le système Cl, 93 % de l'aluminium se présente sous forme trivalente (Al^{3+}), comparativement à 35 % uniquement en présence d'ions SO_4^{2-}. Jusqu'à 60 % de l'aluminium s'observe sous forme monovalente ($AlSO_4^+$), espèce ionique complexe. Les cations trivalents déterminent les réactions d'échange beaucoup plus efficacement que les cations monovalents et, ainsi, une quantité considérable d'Al présent sous forme monovalente peut se déplacer dans le sol, en profondeur ou en percoler dans les eaux souterraines.

Comme je l'ai mentionné, le rapport $[AlSO_4^+]/[Al^{3+}]$ est déterminé par les concentrations des ions SO_4^{2-}. Si la concentration de SO^{42-} augmente, la quantité d'$AlSO_4^+$ augmente également et, à la dilution, la proportion d'aluminium trivalent (Al^{3+}) augmente. Le phénomène est très important pour le système aquatique, parce que l'effet de dilution fait que tout ion monovalent $AlSO_4^+$ qui entre dans un système lacustre revient à la forme ionique Al^{3+}, facteur de taille sur le plan de la toxicité de l'aluminium.

Nous pouvons ensuite examiner le produit de l'activité ionique de la phase solide du complexe hydroxyl-aluminium. Malgré le pH élevé dans les systèmes à SO_4^{2-}, l'hydroxy-sulfate d'aluminium qui se forme est beaucoup plus soluble, par conséquent mobile.

La détermination de l'effet de l'aluminium sur la qualité et la productivité de différents végétaux soulève beaucoup d'intérêt. L'aluminium s'est révélé exister sous différentes formes. On peut se demander si toutes les espèces et formes d'aluminium de la solution du sol sont également toxiques. La réponse à la question est difficile à trouver parce que, malgré la masse des travaux, nos connaissances de la nature exacte des complexes hydroxyl-aluminium restent très limitées de même que la connaissance de leurs effets sur les végétaux. Les derniers travaux de Pavan, Bingham et Pratt (1982) sur la question ont abouti aux conclusions suivantes :

(1) Le traitement des sols acides au gypse fait qu'une quantité considérable d'Al^{3+} va s'apparier avec l'ion SO_4^{2-} pour former $AlSO_4^+$, qui compte pour 36 à 43 % de tout l'aluminium présent dans la solution du sol.

(2) L'ion sulfate forme également une paire ionique avec le calcium, et environ 30 % de la concentration totale de calcium (Ca_t) présente en solution dans les sols traités au gypse se présente sous la forme $CaSO_4^0$.

(3) Même si le traitement au gypse accroît la concentration d'Al_t dans la solution du sol, la modification dans l'aluminium foliaire n'est pas prononcée. Cette assimilation nulle d'Al,

pour autant que les valeurs foliaires permettent de l'apprécier, peuvent traduire la formation d'une variété moins assimilable d'Al : $AlSO_4^+$.

Les coefficients de corrélation entre la croissance relative des racines (croissance exprimée relativement à la croissance des plantes recevant deux fois un traitement équivalent en chaux) et divers paramètres d'Al ont été calculés comme suit :

(1) le pourcentage de saturation en bases ($r = -0,81$);
(2) la concentration d'Al_t ($r = -0,82$);
(3) la concentration d'Al^{3+} ($r = -0,92$);
(4) l'activité d'Al^{3+} ($r = -0,97$).

Ces données montrent que la croissance racinaire des caféiers est empêchée progressivement par les concentrations croissantes d'Al. En outre, elle montre que le ralentissement de la croissance racinaire est au mieux corrélé à l'activité d'Al^{3+} plutôt qu'aux autres paramètres de cet élément. Ces résultats démontrent la nécessité d'une planification rigoureuse pour l'évaluation des effets des concentrations d'aluminium sur la germination des semences, la croissance végétale, etc. effets qui, maintenant, sont dans la ligne de mire des chercheurs et des administrateurs.

On peut se poser la question suivante : quel est le pH convenable pour annuler l'effet de l'acidité? Pour y répondre il faut tenir compte des conditions pédologiques qui empêchent la libération d'Al des argiles. En général, les pH faibles sont associés à un faible degré de saturation en bases. À condition que l'on puisse examiner un nombre suffisant de sols, il est toujours possible de montrer une corrélation positive entre les deux. Toutefois, la corrélation n'est pas suffisamment précise pour être utile pour les cas individuels.

Schofield (1952) a imaginé l'équation de potentiel de chaux, pH-1/2 p (Ca + Mg), qui tient compte des concentrations en solution des principaux cations, Ca et Mg, dans les sols. Le rapport détermine ou est déterminé par le même rapport de Ca^{2+} + Mg^{2+} échangeables à H^+ échangeable. C'est donc une mesure du degré de saturation en bases, pourvu que l'on puisse ignorer Al échangeable, c'est-à-dire pour les sols qui ne sont pas fortement acides. Comme nous traitons de sols où on ne peut ignorer la présence d'Al^{3+} échangeable, à cause des quantités notables présentes, il est nécessaire de trouver une autre propriété des solutions du sol.

Turner et ses collègues ont ajouté un terme à l'équation du potentiel de chaux de Schofield et ont désignée cette équation sous le nom de potentiel corrigé de chaux $(PCC)_g$, où « g » désigne la gibbsite. Le PCC_g peut s'exprimer comme suit :

$$pH\text{-}1/2\ p\ (Ca + Mg) + 1/3\ (py\text{-}34,0)$$

où « y » est le produit de l'activité ionique de $(Al)(OH)_3$ pour le sol à l'étude. On peut construire le graphique du PCC en fonction du degré de saturation en bases, qui montre que si Al^{3+} échangeable est absent, le sol est alors saturé en bases. En d'autres termes, H^+ échangeable n'existe pas dans les sols. Même s'il n'est pas vrai qu'H^+ échangeable n'existe pas dans les sols, on peut montrer qu'il ne constitue jamais plus qu'une fraction infime de toutes les bases échangeables. Lorsque le PCC_g est inférieur à 3,8, le sol renferme de l'aluminium échangeable (Al^{3+}) qu'il faut alors neutraliser par un traitement à la chaux, ce qui, par le fait même, supprime la probabilité de toxicité due à l'aluminium.

Toutefois, en ce qui concerne la productivité à long terme des végétaux et le maintien de l'équilibre nutritif du sol, il s'agit de s'en tenir à des pratiques de traitement à la chaux qui feront en sorte que le sol pourra continuer à servir à la croissance des cultures. En d'autres termes, la capacité de production du sol est maintenue ou améliorée, sans égard à la durée durant laquelle on poursuit la culture ou la récolte.

Nature, formes et transformations du soufre dans les sols

J.W.B. Stewart et J.R. Bettany
Saskatchewan Institute of Pedology
Université de la Saskatchewan
Saskatoon, Canada
S.I.P. Publ. No R349

Résumé

L'importance du soufre (S) comme polluant atmosphérique et comme élément nutritif essentiel ainsi que la carence croissante de soufre dans le monde ont fait ressortir la nécessité de comprendre la nature, les formes et les transformations du soufre dans les sols. Tout particulièrement, même si la plus grande partie du soufre dans les sols existe généralement en combinaison avec la matière organique, la disponibilité biologique de ce soufre n'a été quantifiée que dans quelques régions et très rarement dans des sols recevant d'importantes quantités de sulfate minéral exogène. De nombreux chercheurs ont mesuré la capacité des sols forestiers et agricoles d'absorber le sulfate, mais il n'y a eu que quelques mesures de l'incorporation du sulfate dans la matière organique même si ce phénomène se produit indiscutablement. La mise au point de nouvelles techniques de mesure de la biomasse microbienne et de la teneur en S, alliée à des techniques faisant appel aux isotopes, permettent de déterminer la nature et la dynamique du S microbien. Avec les études d'incubation en laboratoire destinées à investiguer les processus en cause dans les transformations du soufre ainsi que des observations de la teneur en S de la matière organique en relation avec le carbone (C) et l'azote (N) dans des gradients environnementaux et dans des chronoséquences de culture, ils fournissent le cadre pour l'élaboration d'un cycle théorique du S et des modèles informatiques de prédiction dans des sols développés sous des herbages. Les constatations préliminaires dans les sols forestiers permettent de croire que les mêmes processus et hypothèses s'appliquent aux écosystèmes forestiers mais que la vitesse de redistribution sera différente en raison de différences abiotiques et de différences dans la nature et le dépôt des apports en carbone dans le sol. Le présent article est une revue de certaines études de processus qui ont aidé à élucider la dynamique du cycle du S. La possibilité et la probabilité que des processus semblables soient actifs dans les sols forestiers est aussi étudiée.

Introduction

Au cours de la dernière décennie, l'importance du soufre (S) comme polluant atmosphérique et comme élément nutritif essentiel de même que la carence croissante de S dans le monde ont fait ressortir la nécessité de mieux comprendre la nature, les formes et les transformations du S dans le sol. Particulièrement, même si la plus grande partie du S dans les sols existe généralement en combinaison avec la matière organique, la disponibilité biologique de ce soufre n'a été quantifiée que dans quelques régions (Freney et Williams, 1983) et très rarement dans des sols recevant d'importantes quantités de sulfate minéral exogène. La capacité des divers sols forestiers et agricoles d'adsorber la sulfate a été documentée, mais jusqu'à maintenant, il n'y a eu que quelques mesures de l'incorporation du sulfate dans la matière organique, même si ce phénomène se produit assurément.

En Amérique du Nord, la valeur des dépôts de S varie grandement, mais la majorité des régions en reçoivent entre 5 et 40 kg/ha/an (Gibson et Linthurst, 1982). L'on admet généralement que les nappes d'eau qui reçoivent plus de 20 kg S/ha/an sont probablement en train de se dégrader. Toutefois, l'information sur les sols forestiers acides est rare et difficile à interpréter en raison de différences dans les types de sol, dans le climat et dans la végétation.

Dans de nombreux écosystèmes forestiers, la quantité de S déposée est supérieure à celle qui quitte le sol. Par exemple, à la station hydrologique de Coweeta en Caroline du Nord, Swank et

Douglas (1975) ont mesuré que la rétention nette de S variait entre 6,2 et 13,2 kg/ha/an. Ce soufre supplémentaire qui entre dans le système pourrait être retenu (a) en réaction avec les particules colloidales du sol par un processus d'adsorption sur les sesquioxides d'aluminium ou les hydroxy-polymères, ou (b) il peut être immobilisé et retenu comme partie de la matière organique du sol. Selon des travaux récents (Fitzgerald et al., 1982; David et al., 1982), ce dernier processus a effectivement lieu. Des données sur les sols forestiers (David et al., 1982) montrent clairement que la quantité totale de S dans le sol varie selon la profondeur et est clairement en relation avec la quantité de matière organique du sol. Des données provenant de sols recouverts de conifères et de feuillus montrent le même type de répartition selon la profondeur du profil. Les formes minérales du S représentent moins de 20 pour 100 du S total dans tous les horizons et dans la plupart des horizons A, B et C, la plus grande quantité de S sous forme minérale se présente sous forme d'anion sulfate Le soufre organique, généralement de 80 à 90 pour 100 du soufre total selon la profondeur, a été mesuré sous forme de S lié au carbone et sous forme de S lié aux esters; en général, le soufre lié aux esters représentait moins de 30 pour 100 du soufre organique total. Cette constatation contraste avec les données provenant de sols cultivés dérivés d'herbages où le S lié aux esters représentait 50 pour 100 du S organique total ainsi que des bois de feuillus où il représentait en moyenne 35 pour 100 (Bettany *et al.*, 1973).

Le point important à faire ressortir est que le soufre organique n'est pas inerte. Dans de nombreuses régions de l'univers où il y a carence de soufre, la disponibilité du S pour les plantes dépend de la minéralisation nette du S à partir de formes organiques de soufre. La plus grande partie de l'information accumulée sur le soufre organique dans les sols provient de régions comme les anciens herbages d'Australie ou de l'Ouest du Canada où le taux de minéralisation du soufre organique a été un facteur important pour comprendre la disponibilité de S dans les sols. Dans les Prairies canadiennes, par exemple, les carences en S s'accroissent avec le temps de culture et l'on prévoit que N et S seront les deux principaux éléments nutritifs déficients dans ces sols (Bettany *et al.*, 1982).

Le présent article passe en revue l'information sur les processus de transformation de S et les met en relation avec les changements qui pourraient survenir par l'addition de S supplémentaire dans les pluies acides.

Formes de S dans les sols

Les données sur le soufre total sont peu utiles pour fournir des critères d'interprétation du cycle du S dans le sol, si ce n'est pour donner une indication générale de la pollution, mais la relation du S par rapport au C et à N dans la matière organique du sol donne un aperçu général des processus de formation de l'humus et des transformations qui se produisent à l'intérieur d'un profil de sol (Bettany *et al.*, 1973, 1979). L'on observe des variations marquées dans le rapport C/N/S en raison de l'interaction des facteurs de formation des sols comme le matériau originel, le climat, la végétation et la culture (tableau 1). La signification de ces variations peut être en relation avec les niveaux de S disponible dans les sols en ce sens que des rapports éloignés coincident souvent avec de faibles quantités de minéralisation nette et une baisse des réserves de S (Bettany *et al.*, 1974, 1979; Barrow 1961; Kowalenko et Lowe, 1975b).

S organique

Les techniques d'analyse courantes ne permettent qu'un fractionnement large des composés organiques du S dans les sols. Deux grands groupes ont été identifiés: un dans lequel S est directement lié au carbone (S lié à C) et un autre dans lequel S est lié au carbone par un atome de O ou de N (sulfates organiques). Le premier groupe comprendrait les acides aminés de S libres ou combinés et les sulphonates et le dernier groupe, les esters de sulfate, les thioglucosides et les sulfamates. Les problèmes que pose la détermination analytique de ces fractions ont été

Tableau 1. Rapport carbone, nazote et soufre dans les divers types de sol dans le monde

(a) Effet du matériau originel

Pays	Matériau originel	C/N/S	C/N
Écosse	Granite	117:6,1:1	16,9
	Schiste	104:7,0:1	14,8
	Igné basique	102:7,3:1	14,0
	Vieux grès rouge	95:7,3:1	13,0
	Calcaire	89:7,9:1	11,3

(b) Effet de l'altération

Pays	Stade d'altération	C/N/S	C/N
Nouvelle-Zélande	Faiblement altéré	156:9,1:1	17,2
	Modérément altéré	150:8,3:1	18,0
	Fortement altéré	158:7,7:1	20,6

(c) Effet du climat et de la culture

Pays	Type de sol	C/N/S	C/N
Sols vierges			
Canada (ouest)	Chernozems bruns	85:7,1:1	12,0
	Chernozems noirs	96:7,7:1	12,5
	Forestier gris	271:12,5:1	21,7
	Gleysols	78:5,0:1	15,6
Sols cultivés			
Canada (ouest)	Chernozems bruns	58:6,4:1	9,1
	Chernozems brun	63:6,9:1	9,1
	Chernozems noirs	83:7,6:1	10,9
	De transition gris-noir	100:8,1:1	12,3
	Forestier gris	129:10,6:1	12,2
U.S.A.	Chernozems bruns	74:6,5:1	11,4
	Chernozems noirs	73:6,1:1	11,9
	Podzols	108:8,2:1	13,2
	Podzols	141:9,3:1	15,2
	Podzols	139:13,2:1	10,6

discutés ailleurs (Freney *et al.*, 1970, 1972) et la plupart des chercheurs déterminent le sulfate par réduction à l'acide iodhydrique (S réductible au HI) et le S lié au C est alors calculé comme étant la différence entre le S total et le S réductible au HI. Cette méthodologie est évidemment susceptible d'erreur et n'a pas de «signification au plan biologique». Le fractionnement a néanmoins une signification si on l'envisage en termes de facteurs de formation des sols et de soufre disponible (Bettany *et al.*, 1973, 1979, 1980).

Tableau 1. Rapport carbone, nazote et soufre dans les divers types de sol dans le monde (*suite et fin*)

(c) Effet du climat et de la culture

Pays	Type de sol	C/N/S	C/N
Australie	Sols acides	126:8,3:1	15,2
	Sols alcalins	92:6,6:1	14,0
Inde	Colline	113:14,5:1	7,8
	Tarai	164:17,9:1	9,2
	Lateritic	59:5,5:1	10,7
	Alluvial	74:7,4:1	10,0
	Saline côtier	129:12,8:1	10,1
Afrique orientale	Forestier	146:15,9:1	9,2
Indes occidentales	Regosol	155:10,1:1	15,4
	Regosol	111:7,0:1	15,8
	Ultisol	107:9,2:1	11,7
	Mollisol	97:8,1:1	12,0
	Inceptisol	133:11,0:1	12,1
	Inceptisol	85:9,7:1	8,8
	Inceptisol	96:8,9:1	10,8

Généralement, on considère que la fraction de S réductible au HI est biologiquement plus active ou «labile» et représente de 27 à 78 pour 100 du soufre total dans les sols de surface, la valeur moyenne se situant environ à 50 pour 100 (Bettany et Stewart, 1983). Le pourcentage de S réductible au HI varie considérablement dans les gradients environnementaux et les chronoséquences de culture, augmente généralement avec la profondeur dans le profil de sol et est concentré dans l'argile et la fraction d'acides fulviques des sols.

La fraction de S lié au C contient les acides animés de S labile, le S protéique et les sulfones, les acides sulfoniques et les composés hétérocycliques, plus résistants. Une partie de cette fraction est probablement très labile étant donné que des expériences menées à l'aide de traceurs démontrent que le sulfate récemment immobilisé est reminéralisé à partir des fractions réductibles au HI et des fractions liées au carbone (Freeney *et al.*, 1971; Maynard 1983).

La fraction organique du sol comprend un mélange hétérogène complexe d'organismes, de résidus végétaux, animaux et microbiens partiellement décomposés et transformés, en intime association avec les minéraux du sol. Il n'est donc pas surprenant que la détermination des deux fractions de S sur des sols complets jette peu de lumière sur la dynamique du roulement du soufre dans la matière organique. On a tenté de fractionner la matière organique du sol avant de procéder à l'analyse pour déterminer les formes de S, dans le but d'obtenir des résultats plus probants. Parmi diverses méthodes, mentionnons:

1) isolation, identification et détermination de composés individuels appartenant à des groupes chimiques définis.

2) Extraction chimique suivie de séparations physicochimiques de diverses fractions, notamment des acides humiques et fulviques et de l'humine.

3) Séparation physique des sols en diverses fractions granulométriques organo- minérales.

4) Techniques biologiques à l'aide d'isotopes stables ou de radio-isotopes, ayant pour objectif d'isoler et d'identifier les fractions qui ont une signification dans le recyclage des éléments nutritifs.

Les deux premières méthodes ont été mises à l'essai par de nombreux chercheurs pendant plus d'un demi-siècle. Les composés chimiques individuels «libres» extraits des sols ne représentent qu'un pourcentage mineur du total de la matière organique présente. L'extraction des sols avec des acides forts ou des alcalis produit des fractions qui sont des mélanges complexes de produits d'hydrolyse et d'humus soluble. Même si des progrès ont été faits dans l'identification des groupes fonctionnels et des propriétés moléculaires de la matière organique (Schnitzer 1978), les artéfacts produits par l'extraction ont remis en question l'applicabilité universelle de telles méthodes (Kowelenko, 1978).

Selon de récentes techniques, la formation d'artéfacts durant l'extraction chimique et la purification de fractions de la matière organique est inévitable, mais peut être réduite au minimum. Par exemple, la séparation granulométrique de sols complets en complexes organo- minéraux par dispersion (habituellement aux ultrasons) suivie d'une séparation densimétrique et (ou) d'une centrifugation donnent des fractions ayant une altération chimique minimale. L'on peut ainsi étudier le rôle des constituants minéraux dans la stabilisation et la transformation de l'humus (Anderson *et al.*, 1981; Turchenek et Oades, 1979). Des différences notables dans la forme et la répartition de N et S organiques parmi les fractions granulométriques ont été observées, ce qui laisse croire que le soufre ne suit pas la même voie que le carbone et l'azote dans la formation et la transformation de l'humus. Dans deux sols des Prairies canadiennes, on a constaté que le S, contrairement au C et à N était plus concentré dans les fractions d'argile fine et que la majorité de ce soufre était réductible au HI (Anderson *et al.*, 1981). Le rapport C/S et le rapport N/S diminuent tous les deux dans les fractions de plus faible granulométrie et il se pourrait que l'humus associé à l'argile serve à emmagasiner à moyen terme, le soufre disponible. Des changements dans les rapports C/N/S des argiles du sol et la détermination du S réductible au HI dans cette fraction sont des voies prometteuses en vue de l'établissement d'un indice de la qualité de la matière organique du sol qui permettra de surveiller constamment les modifications que les cultures et l'érosion font subir aux sols.

L'étude des fractions biologiquement significatives de la matière organique des sols met inévitablement en cause le rôle de la biomasse du sol. Pour comprendre à fond le cycle du S, il faut comprendre les formes du S dans les micro-organismes du sol et les mécanismes en cause dans les transformations microbiennes. La méthodologie permettant de déterminer le soufre de la biomasse dans les sols vient tout juste de faire son apparition (Saggar *et al.*, 1981a) et des expériences sont présentement en cours pour étudier les formes du S dans les microbes et leur rôle dans la redistribution du soufre. D'après des résultats préliminaires, seulement 2 à 3 pour 100 du soufre total dans les sols est contenu dans la biomasse microbienne. La plus grande partie du soufre dans les bactéries semble être sous forme d'acides aminés et environ 10 pour 100 est réductible au HI (Saggar *et al.*, 1981a). On a rarement signalé d'autres composés du S que les acides animés et autres composés du même genre, même si de faibles quantités de sulfates organiques (sulfate choline) ont été trouvées dans les parois des cellules bactériennes (Fitzgerald et Luschinski, 1977) et si l'on a aussi identifié un sulfolipide bactérien (Goren 1970, 1971). Comme chez les bactéries, le soufre, chez les champignons, se retrouve surtout sous forme d'acide aminé. Toutefois, les champignons ont une portion plus grande de sulfate organique comme le sulfate choline. Il semble que les champignons soient capables d'emmagasiner le soufre sous forme de sulfate choline lorsque le soufre est en quantité suffisante (McGuire et Marzluf, 1974); Scott et Spencer, 1968). Des expériences récentes ont démontré que le pourcentage de soufre total sous forme de soufre réductible au HI augmente de façon significative avec l'augmentation de concentration de sulfate dans le milieu de croissance (Saggar *et al.*, 1981a). L'on a aussi constaté que des quantités importantes d'arylsulfates divers pouvaient se retrouver dans les champignons et que certaines espèces contenaient du soufre sous forme d'élément (Pezet et Plant, 1977).

Transformation du S dans les sols

L'on considère que la transformation du S dans les sols est surtout microbienne (Freeney *et al.*, 1971) bien que certains processus essentiellement chimiques (c'est-à-dire l'oxydation du sulfure de fer) soient également possibles (Bloomfield et Coulter, 1973). Les transformations microbiennes peuvent être regroupées en quatre genres de processus distincts:

i) Minéralisation; processus par lequel de grosses molécules organiques contenant du soufre se décomposent en unités plus petites et éventuellement en sulfate minéral.

ii) Immobilisation: des molécules de soufre minéral simple (surtout des sulfates) sont converties en composés organiques.

iii) Oxydation: le soufre minéral à des états d'oxydation moindres (soufre sous forme d'élément, thiosulfate, polythionate, sulfures, etc) est généralement converti en sulfate sous forme de produit final stable.

iv) Réduction: des sulfates et d'autres anions S partiellement réduits sont convertis en sulfure.

Même s'il y a des organismes capables d'accomplir tous ces processus dans tous les sols, la minéralisation et l'immobilisation sont les principales transformations qui se produisent dans les sols arabes bien aérés de la planète.

Minéralisation

Les mécanismes en cause dans la minéralisation du soufre organique sont encore en grande partie inconnus. L'on croit que durant la décomposition des substrats organiques par les micro-organismes hétérotropes, une partie du soufre est retenue pour le métabolisme cellulaire et seulement l'excédent est libéré dans la «réserve disponible» du sol sous forme de sulfate minéral.

L'on croyait à l'origine que S et N étant en étroite relation dans la matière organique du sol, ces deux éléments se minéraliseraient en quantités reflétant cette relation. Toutefois, de nombreuses expériences démontrent que ce n'est pas le cas et ce domaine suscite beaucoup de controverses. Dans certaines études, l'incubation d'échantillons de sol en laboratoire a démontré que la minéralisation du S se produit alors que la proportion de N est plus grande que celle de la matière organique du sol (Bettany et Stewart, 1982), tandis que dans d'autres études, des proportions moindres ont été observées. Une contradiction encore plus grande ressort d'autres études où la minéralisation de N s'est produite avec une immobilisation nette concomitante du S (Saggar *et al.*, 1981b).

Une revue récente (McGill et Cole, 1981) a donné une explication possible du comportement du S observé dans les processus de minéralisation. Selon ces auteurs, si un élément quelconque est associé avec la matière organique du sol pour lequel il existe des mécanismes spécifiques de dégradation, cet élément peut être minéralisé indépendamment des autres éléments. Par exemple, l'existence de l'activité enzymatique de la sulfohydrolase a été démontrée dans des sols (Fitzgerald, 1976; Tabatabai et Bremner, 1970a, 1979b). Ces enzymes sont hautement spécifiques et libèrent du sulfate minéral par hydrolyse des sulfates organiques. L'on appelle ce type de minéralisation «minéralisation biochimique» et elle résulte d'un besoin spécifique en S. Par contre, la «minéralisation biologique» de N et du S liés à C serait le résultat de l'utilisation par les microbes de C comme source d'énergie et non pas spécifiquement en réponse à un besoin en N ou en S. La minéralisation nette de S est alors le résultat de la combinaison des deux mécanismes.

Une autre note importante provient d'études de techniques d'incubation en laboratoire utilisées pour déterminer les taux nets de minéralisation. L'incubation de sols de surface provenant de l'Ouest canadien dans un système fermé a montré une immobilisation nette du S accompagnée d'une minéralisation concurrente de N. L'incubation des mêmes sols dans un système ouvert dans lequel N et S minéralisés étaient retirés par lessivage avec une solution d'éléments nutritifs à montré une minéralisation nette et du S et de N. Les quantités de N libérées par les deux techniques d'incubation se sont révélées être les mêmes (Maynard *et al.*, 1983). Ces résultats laissent supposer l'existence d'une rétroaction inhibitrice de la minéralisation de S, possiblement par la désactivation partielle de la production d'enzymes comme les sulfatases qui jouent un rôle dans la minéralisation biochimique.

Les facteurs qui ont un effet sur le taux de minéralisation du S sont nombreux. Les conditions environnementales qui influencent la croissance microbienne ainsi que la production et l'activité des enzymes, l'humidité, la température, le pH et la disponibilité du substrat auront les effets les plus importants. Toutefois, d'autres facteurs, notamment la présence de plantes (Freney et Spencer, 1960; Maynard, 1983) l'assèchement et la chaleur accroissent la libération de sulfate minéral de la matière organique du sol (Freney, 1958, 1967; Kowalenko et Lowe, 1975a).

Immobilisation

La transformation du sulfate minéral en composés organiques du S dans le matériel cellulaire s'appelle la «réduction assimilatoire des sulfates». Le processus est possible chez les micro-organismes et les plantes, mais non pas chez les animaux. On trouvera ailleurs (Freney, 1967, Postgate, 1968; Roy et Trudinger, 1970) une étude plus complète des voies et des mécanismes en cause.

Les mécanismes de la décomposition des composés végétaux, animaux et microbiens et leur incorporation subséquente dans la matière organique du sol sont en grande partie inconnus. Les expériences dans ce domaine sont encore au stade élémentaire et ont porté sur ce que deviennent les composés marqués et le matériel végétal pendant l'incubation. Une étude préliminaire a démontré qu'il se produisait peu d'incorporation dans les acides humiques du sol lorsque les sulfates et l'acide aminé S étaient ajoutés directement aux sols. Toutefois, des plans de seigle ont été cultivés après avoir été marqués au ^{35}S-SO_4^{2-} et les résidus ont été incorporés dans le sol; des quantités appréciables de S marqué ont été trouvées dans les acides humiques du sol (Scharpenseel et Krause, 1963). Une autre étude a démontré qu'après 168 jours d'incubation, environ 50 pour 100 de sulfate marqué avait été incorporé dans la fraction organique du sol. L'addition d'un substrat de C (glucose) a fait augmenter la quantité incorporée à 82 pour 100. On a retrouvé la trace radioactive dans la fraction de S réductible au HI et dans la fraction de S lié au carbone, la fraction réductible au HI démontrant une plus grande activité spécifique. L'étude a en outre démontré que la fraction d'acides fulviques contenait environ 75 pour 100 du S immobilisé dont environ 90 pour 100 était sous forme réductible au HI (Freney *et al.*, 1971).

Récemment, une étude d'incubation à court terme (64 jours) a confirmé que le sulfate minéral immobilisé se dirige surtout vers la fraction d'acides fulviques des sols (Saggar *et al.*, 1981b). La fraction d'acides fulviques avait été obtenue sous forme de fraction soluble dans l'acide à la suite d'une extraction des sols avec un mélange de 0,1 M NaOH - $Na_4P_2O_7$. L'on a émis l'hypothèse que la fraction d'acides fulviques est un composant hautement actif des sols représenté par des matériaux humiques de faible poids moléculaire, des métabolites cellulaires et des produits de décomposition relativement simples, d'origine végétale, microbienne et animale. Une incubation à long terme effectuée par les mêmes chercheurs a démontré une transformation progressive du S immobilisé en fractions d'humine et en acides humiques plus résistants. De la même façon, dans les sols forestiers, Fitzgerald *et al.*, (1982) on constaté qu'une partie du $^{35}SO_4^{2-}$ ajouté était rapidement convertie en sulfate d'ester non extractible et en formes de S lié au carbone.

Oxydation

Le processus d'oxydation a une importance considérable étant donné que les minéraux porteurs de S constituent la source ultime de S dans les sols et que de nombreux fertilisants au soufre sont basés sur des formes réduites de S. Le soufre sous forme d'élément, les sulfures et les thiosulfates peuvent être oxydés lentement dans les sols par des moyens purement chimiques, mais l'oxydation microbiologique par un groupe diversifié de bactéries, de champignons et d'actinomycètes autotrophes, photosynthétiques et hétérotrophes est beaucoup plus rapide dans des conditions favorables (Wainwright, 1978; Ralph, 1979). L'oxydation des minéraux sulfureux dans le sol est plus complexe que l'oxydation du soufre sous forme d'élément et semble mettre en cause à la fois des réactions chimiques et microbiologiques (Freney et Williams, 1983; Ralph, 1979).

Le grand nombre de facteurs environnementaux et microbiologiques influençant l'oxydation du S introduit une variabilité considérable dans les vitesses d'oxydation parmi les sols. Dans une étude de 273 sols australiens, on a constaté que 19 pour 100 ne démontraient aucune oxydation appréciable du soufre sous forme d'élément ajouté tandis que 39 pour 100 démontraient des vitesses d'oxydation très rapides (Vitolins et Swaby, 1969). L'on a aussi constaté une grande variabilité dans les vitesses d'oxydation du S dans des sols provenant du nord-est des États-Unis et de l'ouest du Canada (Attoe et Olson, 1970; Janzen *et al.*, 1982).

Réduction

La réduction dissimilatoire ou «respiratoire» des sulfates est accomplie exclusivement par certaines bactéries qui utilisent le sulfate comme accepteur d'électron terminal pour leur processus respiratoire. Les principaux micro-organismes en cause dans cette réaction sont des anaérobies strictes appartenant à deux groupes de bactéries, ***Desulphotomaculum*** et ***Desulfovibrio***. La réduction des sulfates en sulfures ne se produit que dans les milieux exempts d'air; le processus est donc peu courant dans les sols agricoles normaux bien aérés. Toutefois, dans des sols qui sont périodiquement soumis à des inondations ou à des engorgements d'eau, il peut exister des conditions favorisant la production de grandes quantités de H_2S, particulièrement en présence de quantités importantes de résidus végétaux facilement décomposables (Bloomfield, 1969; Connell et Patrick, 1968).

Le taux de production de H_2S dans les sols des marais intercotidaux peut être très élevé. Des études des sols marécageux de Georgie ont démontré que dans les 35 premiers centimètres de sol, la production pouvait atteindre 201 mmol de sulfure m^{-2} $jour^{-1}$ (Skyring *et al.*, 1978). Un taux de production aussi élevé nécessite une grande proportion du carbone organique produit par les Spartines. De tels processus anaérobies dans les marécages contribuent probablement de façon importante aux processus de redistribution des éléments dans la biosphère.

Cycles du S

La connaissance des formes et des transformations du S dans le sol permet de combiner des hypothèses en un cycle et éventuellement en un modèle pour décrire les systèmes. C'est là un exercice utile à plusieurs points de vue. Premièrement, il favorise l'intégration des travaux de recherche et démontre comment une étude spécifique s'insère dans le schème global des événements. Deuxièmement, il favorise une meilleure planification de la recherche et détermine les «chaînons manquants» qui ne sont pas toujours évidents aux chercheurs oeuvrant dans d'étroits domaines de spécialisation. Enfin, et de façon non moins importante, il fournit un terrain commun d'échanges parmi des disciplines diverses, ce qui présente un grand attrait au plan scientifique.

L'objectif ultime de toute étude sur la redistribution des éléments est de résoudre un système à un niveau qui permette de faire des prédictions précises. Les avantages d'une telle réalisation sont

nombreux et mettent souvent en cause la société et l'économie en général. Par exemple, s'il est possible de prévoir les effets de la pollution (comme les pluies acides) avant que des dommages ne soient observés, divers remèdes peuvent être apportés à un stade précoce. De même, s'il est possible de prévoir certaines insuffisances en éléments nutritifs et la détérioration de la qualité des sols en raison de pratiques particulières d'aménagement, des programmes pourront être mis en oeuvre pour inverser la tendance à un coût minimum.

Le diagramme théorique qui suit décrit les principales formes et transformations et établit les limites du cycle, (dans le système sol-végétaux à l'étude (figure 1)); le processus atmosphériques et le processus de l'eau du sol ne sont pas documentés sauf pour l'apport et la sortie nets de divers composés du S aux leiux d'échanges sol-air et sol-eau. Les processus en cause doivent être incorporés dans un diagramme descriptif qui inclut les processus biologiques, chimiques et physiques connus, même si la méthodologie n'a peut-être pas été mise au point pour quantifier la taille des réservoirs d'éléments nutritifs ou la vitesse de transfert parmi ceux-ci. Dans ce diagramme, le soufre organique et le soufre minéral du sol sont divisés en formes labile et stable (y compris les formes organiques protégées par l'argile) et l'on a tenu compte de la nature chimique différente du S dans les phases organiques et minérales des sols. Les transferts résultant de l'absorption de sulfate par la biomasse microbienne sont au centre de la redistribution des différentes formes de S dans les sols. Le diagramme est un concept ou une hypothèse des types connus de transferts qui ont lieu; ce n'est pas une tentative de démontrer les quantités ou la dynamique en cause.

Par exemple, les transformations du S déposé dans les pluies acides peut prendre des voies diverses (figure 1) et il est important d'évaluer chaque possibilité avec soin pour bien comprendre l'envergure des différentes voies à chaque site et la concurrence entre celles-ci.

Impact des dépôts de sulfate des pluies acides sur les sols forestiers

Théoriquement, le sulfate qui entre dans un écosystème forestier peut: (a) être lessivé dans l'eau du sol, (b) se volatiliser sous forme de mercaptans ou H_2S, (c) être précipité en sulfures insolubles, (d) être adsorbé dans des surfaces colloidales ou occlus par le biais de réactions avec des composés de polymères d'aluminium, (e) être précipité sous forme de sel, c'est-à-dire $CaSO_4$, (f) pénétrer dans les racines des plantes, ou (g) être adsorbé par les micro-organismes et transformé en matière organique.

Nombre de ces mécanismes possibles ont fait l'objet de recherches approfondies et des taux pourraient être assignés à des caractéristiques spécifiques de sol et d'emplacement. Toutefois, très peu de travaux ont porté sur les transformations microbiennes du soufre en matière organique ou sur les facteurs qui ont un effet sur l'immobilisation et la minéralisation du soufre organique. Les taux d'immobilisation dépendent à la fois du roulement du carbone et du niveau de sulfate en solution. La vitesse de renouvellement des microbes pourrait être diminuée à mesure que le sol s'acidifie et par suite d'un changement dans la qualité de la litière. Également, à mesure que le sol s'acidifie, il pourrait y avoir adsorption accrue du sulfate en solution par les colloides minéraux, diminuant ainsi la qualité de la solution.

Le rapport carbone/soufre et HI-S/S total de la matière organique du sol peut varier grandement. Un excès de sulfate en solution, en donnant lieu à une augmentation de l'adsorption de sulfate par les micro-organismes, pourrait rétrécir le rapport C/S et élargir le rapport HI-S/S total dans la matière organique. Théoriquement, cela signifie qu'une quantité considérable du sulfate reçue pourrait être immobilisée dans la matière organique du sol. L'importance de l'immobilisation sera en rapport avec l'activité microbienne et la concentration du sulfate en solution.

De même, lorsque des pratiques de récolte et de culture comme la coupe rase et le replantage affectent l'équilibre du carbone dans le sol, il y a possibilité de minéralisation accrue du sulfate

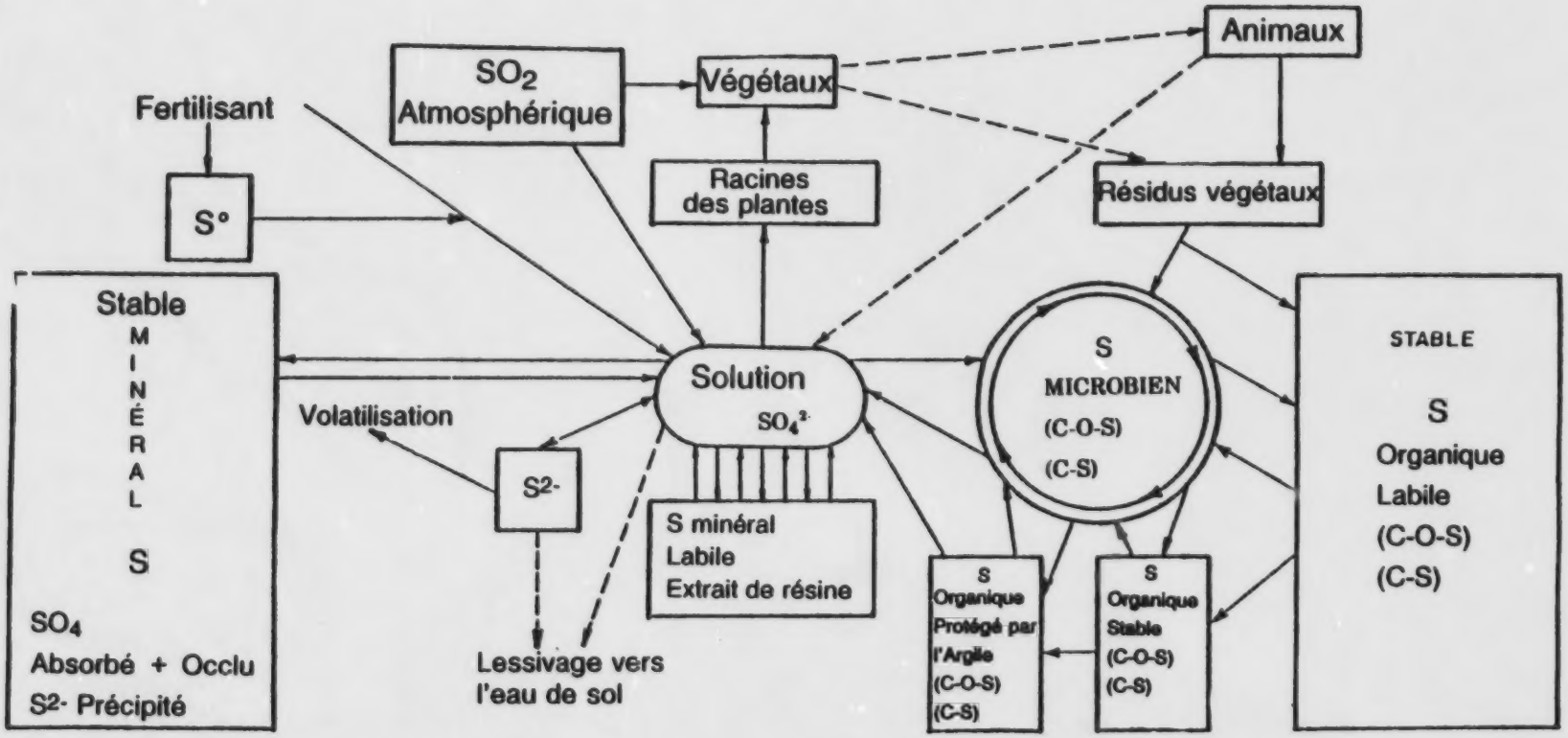


Figure 1. Diagramme théorique de cheminement des principales formes et transformations du soufre dans un systpme sol-plantes (Bettany et Stewart, 1982 et Maynard 1983).

organique comme on l'a constaté dans le cas de l'azote et le soufre quittant le bassin hydrologique après une coupe rase montrent de façon constante un flux de N, mais ne montre pas de flux semblable du S (Swank, communication personnelle). Des recherches portant simultanément sur la dynamique de C, N, et S seront nécessaires pour comprendre entièrement ce phénomène.

En conclusion, la dynamique et les transformations du S dans la matière organique doivent être comprises plus en détail si l'on veut avoir une idée juste de l'impact du sulfate dans les dépôts acides et prédire les effets futurs. Le type de recherche nécessaire comprend l'étude simultanée de la dynamique de C, N et S dans la matière organique ainsi que la réalisation concurrente de mesures des processus minéraux. Mesurer une facette du cycle du S en ignorant les autres processus peut conduire à des résultats erronés.après une coupe rase montrent de façon constante un flux de N, mais ne montre pas de flux semblable du S (Swank, communication personnelle). Des recherches portant simultanément sur la dynamique de C, N, et S seront nécessaires pour comprendre entièrement ce phénomène.

En conclusion, la dynamique et les transformations du S dans la matière organique doivent être comprises plus en détail si l'on veut avoir une idée juste de l'impact du sulfate dans les dépôts acides et prédire les effets futurs. Le type de recherche nécessaire comprend l'étude simultanée de la dynamique de C, N et S dans la matière organique ainsi que la réalisation concurrente de mesures des processus minéraux. Mesurer une facette du cycle du S en ignorant les autres processus peut conduire à des résultats erronés.

Ouvrages de référence

Anderson, D.W.; Saggar, S.K.; Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B. 1981. Particle Size Fractions and Their Use in Studies of Soil Organic Matter. I. The Nature and distribution of Carbon, Nitrogen, and Sulfur. Soil Science Society of America Journal 45:767-772.

Attoe, O.J.; Olson, R.A. Factors Affecting Rate of Oxidation in Soils of Elemental Sulfur and That Added in Rock Phosphate-Sulfur Fusions. Soil Science 101:317-327.

Barrow, N.J. 1961. Studies on Mineralization of Sulphur from Soil Organic Matter. Australian Journal of Agricultural Research 12:306-319.

Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B. Sulphur Cycling in Soils. In «Sulphur-82»: Proceedings of the International Conference, Londres, (novembre 1982).

Bettany, J.R.; Janzen, H.H.; Stewart, J.W.B. Sulphur Deficiency in the Prairie Provinces of Western Canada. In «Sulphur-82»: Proceedings of the International Conference, Londre, (novembre 1982).

Bettany, J.R.; Saggar, S.; Stewart, J.W.B. 1980. Comparison of the Amounts and Forms of Sulfur in Soil Organic Matter Fractions After 65 Years of Cultivation. Soil Science Society of America Journal 44:70-75.

Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B.; Halstead, E.H. 1974. Assessment of Available Soil Sulphur in an ^{35}S Growth Chamber Experiment. Revue canadienne de la science du sol 54:309-315.

Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B.; Halstead, E.H. 1973. Sulfur Fractions and Carbon, Nitrogen, and Sulfur Relationships in Grassland, Forest and Associated Transitional Soils. Soil Science of America Proceedings 37:915-918.

Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B.; Saggar, S. 1979. The Nature and Forms of sulfur in Organic Matter Fractions of Soils Selected Along an Environmental Gradient. Soil Science of America Journal 43:981-985.

Bloomfield, C.; Coulter, J.K. 1973. Genesis and Management of Acid Sulphate Soils. Advances in Agronomy 25:265-326.

Bloomfield, C. 1969. Sulphate Reduction in Waterlogged Soils. Journal of Soil Science 20: 207-221.

Burns, G.R.J.; Wynn, C.H. 1975. Studies on Arylsulphatase and Phenol Sulphotransferase Activities of Aspergillus oryzae. Biochemistry Journal 149:697-705.

Connell, W.E.; Patrick, W.H. 1968. Sulphate Reduction in Soil: Effects of Redox Potential and pH. Science 159:86-87.

David, M.B.; Mitchell, M.J.; Nakas, J.P. 1982. Organic and Inorganic Constituents of a Forest Soil and Their Relationship to Microbial Activity. Soil Science of America Journal 46: 847-852.

Fitzgerald, J.W. 1976. Sulfate Ester Formation and Hydrolysis: a Potentially important Yet Often Ignored Aspect of the Sulfur Cycle in Aerobic Soils. Bacteriological Reviews 40:698- 721.

Fitzgerald, J.W.; Luschinski, P.C. 1977. Further Studies on the Formation of Choline Sulfate by Bacteria. Revue canadienne de microbiologie 23:483-490.

Fitzgerald, J.W.; Strickland, T.C.; Swank, W.T. 1982. Metabolic Fate of Inorganic Sulphate in Soil Samples from Undisturbed and Managed Forest Ecosystems. Soil Biology and Biochemistry 14:529-536.

Freney, J.R. 1958. Determination of Water Soluble Sulfate in Soils. Soil Science 86:241-144.

Freney, J.R. Sulfur-contaiining Organics. In McLaren, A.D., et Peterson, G.H. (éd.). Soil Biochemistry. Marcel Dekker, Inc., New York (1967), pages 220-259.

Freney, J.R.; Spencer, K. Soil Sulphate Changes in the Presence and Absence of Growing Plants. Australian Journal of Agricultural Research 11:339-345 (1960).

Freney, J.R.; Williams, C.H. 1983. The Sulfur Cycle in Soil. In Ivanov, M.V.; et Freney J.R. (éd.). The Global Biogeochemical Sulphur Cycle. SCOPE Report nº 19. John Wiley and Sons, New York, Chapitre III, pages 129-201.

Freney, J.R.; Melvelle, G.E.; Williams, C.H. 1970. The Determination of Carbon Bonded Sulfur in Soil. Soil Science 109:310-318.

Freney, J.R.; Melville, G.E.; Williams, C.H. 1971. Organic Sulphur Fractions Labelled by Addition of ^{35}S-sulphate to Soil. Soil Biology and Biochemistry 3:133-141.

Freney, J.R.; Stevenson, F.J.; Beavers, A.H. 1972. Sulfur-containing Amino Acids in Soil Hydrolysates. Soil Science 114:468-476.

Gibson, J.H.; Linthurst, R.A. Effect of Acid Precipitation on the North American Continent. In Schneider, T. and Grant, L. (éd.). Air Pollution of Nitrogen Oxides. Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam (1982), pages 577-594.

Goren, M.B. Sulfolipid I of Mycobacterium Tuberculosis, Strain 437RV. II. Structural Studies. Biochimica et Biophysica Acta 210:127-138 (1970).

Goren, M.B. 1971. Mycobacterial Sulfolipids: Spontaneous Desulfation. Lipids 6:40-46.

Janzen, H.H.; Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B. 1982. Sulfur Oxidation and Fertilizer Sources. Proceedings of the 19th Annual Alberta Soil Science Wrokshop, Edmonton, Alberta, pages 229-240.

Kovalenko, C.G. Organic Nitrogen, Phosphorus and Sulphur. In Schnitzer, M. and Khan, S.U. (éd.). Soil Organic Matter, Elsevier Scientific Publishing Company, New York (1978), pages 95-136.

Kowalenko, C.G.; Lowe, L.E. Evaluation of Several Extraction Methods and of a Closed Incubation Method for Soil Sulfur Mineralization. Revue canadienne de la science du sol 55: 1-8 (1975a).

Kowalenko, C.G.; Lowe, L.E. 1975b. Mineralization of Sulfur from Four Soils and Its Relationship to Soil Carbon, Nitrogen and Phosphorus. Revue canadienne de la science du sol 55:9-14.

Maynard, D.G. 1983. Transformations and Dynamics of Available Sulphur in Soils. Thèse de doctorat. Department of Soil Science, University of Saskatchewan, Saskatoon.

Maynard, D.G.; Stewart, J.W.B.; Bettany, J.R. 1983. Sulfur and Nitrogen Mineralization Compared Using Two Incubation Techniques. Soil Biology and Biochemistry 15:251-256.

McGill, W.B.; Cole, C.V. 1981. Comparative Aspects of Cycling of Organic C, N. S and P Through Soil Organic Matter. Geoderma 26:267-286.

McGuire, W.; Marzluf, G.A. 1974. Sulfur Storage in Neurospora: Soluble Sulfur Pools of Several Developmental Stages. Archives of Biochemistry and Biophysics 161:570-580.

Pezet, R.; Plant, V. 1977. Elemental Sulfur Accumulation in Different Species of Fungi. Science 196:428-429.

Postgate, J.R. Inorganic Sulphur Chemistry. In Nickless, G. (ed.). The Sulphur Cycle. Elsevier Scientific Publishing Company, New York (1968), pages 259-272.

Ralph, B.J. Oxidate Reactions in the Sulfur Cycle. In Trudinger, P.A., et Swaine, D.J. (éd.). Studies in Environmental Science, Vol. 3. Biogeochemical Cycling of Mineral Forming Elements. Elsevier Scientific Publishing Company, New York (1979), pages 401-430.

Roy, A.B.; Trudinger, P.A. 1970. The Biochemistry of Inorganic Compounds of Sulphur. Cambridge University Press, Cambridge, page 400.

Saggar, S.; Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B. 1981a. Measurement of Microbial Sulfur in Soil. Soil Biology and Biochemistry 13:493-498.

Saggar, S.; Bettany, J.R.; Stewart, J.W.B. 1981b. Sulfur Transformations in Relation to Carbon and Nitrogen in Incubated Soils. Soil Biology and Biochemistry 13:499-511.

Scharpenseel, H.W.; Krause, R. 1963. Radio-chromatographic Investigations on the Cycle of Sulfate and of the S-amine Acids Cystine and Methionine. Z. Pflanzenernahr. Dung. Bodenk. 101:11-23.

Schnitzer, M. Humic Substances: Chemistry and Reactions. In Schnitzer, M., and Khan, S.U. (éd.). Soil Organic Matter. Elsevier Scientific Publishing Company (1978), pages 1-64.

Scott, J.M.; Spencer, B. 1968. Regulation of Choline Sulphatase Synthesis and Activity in Aspergillus nidulans. Biochemistry Journal 106:471-477.

Skyring, G.W.; Oshrain, R.L.; Wiebe, W.J. 1978. Sulfate Reduction Rates in Georgia Marshland Soils. Geomicrobiology Journal 1:389-400.

Stewart, J.W.B.; Cole, C.V.; Maynard, D.G. Interaction of Biogeochemical Cycles in Grassland Ecosystems. In Bolin, B. et Cook, R.C. (éd.). The Major Biochemical Cycles and Their Interactions. SCOPE Rapport No 24. John Wiley & Sons, Sussex (1983), Chapitre 8, pages 245-267.

Swank, W.T.; Douglas, J.E. Nutrient Flux in Undisturbed and Manipulated Forest Ecosystems in the Southern Appalachian Mountains. In «Proceedings of the Tokyo Symposium on the Hydrological Characteristics of River Basins and the Effect of Their Characteristics on Better Water Management». International Association of Hydrological Society, Tokyo, Japon, pages 445-451 (1975).

Tabatabai, M.A.; Bremner, J.M. 1970a. Arylsulfatase Activity in Soils. Soil Science Society of America Proceedings 34:225-229.

Tabatabai, M.A.; Bremner, J.M. 1970b. Factors Affecting Soil Arylsulfatase Activity. Soil Science Society of America Proceedings 34:427-429.

Turchenek, L.W.; Oades, J.M. 1979. Fractionation of Organo-mineral Complexes by Sedimentation and Density Techniques. Geoderma 21:311-343.

Vitolins, M.I.; Swaby, R.J. 1969. Activity of Sulphur-oxidizing Microorganisms in Some Australian Soils. Australian Journal of Soil Research 7:171-183.

Wainwright, M. 1978. Microbial Sulphur Oxidation in Soil. Scientific Progress Oxford 64: 459-475.

Séance technique V
Effets des pluies acides sur les sols

Effets des pluies acides sur l'assimilabilité de l'azote due à la décomposition de la litière et de la matière organique

M.K. Mahendrappa
Environnement Canada
Service canadien des forêts
Fredericton (Nouveau-Brunswick)

Résumé

Pour évaluer l'assimilabilité de l'azote dans un écosystème, il faut tenir compte des effets combinés des divers mécanismes de transformation de l'azote dans le sol par rapport à la nature des plantes ou des arbres. Les mêmes facteurs édaphiques qui affectent la croissance des végétaux exercent une influence sur les mécanismes de transformation de l'azote et la stabilité écologique. La décomposition de la litière et le taux de renouvellement de la matière organique sont des parties intégrantes du cycle qui limite l'assimilabilité de l'azote par les arbres. La croissance et le développement normal des peuplements forestiers dépendent donc de la continuité de tous les processus interdépendants qui influent sur l'assimilabilité de l'azote. L'acidification des écosystèmes forestiers par des sources extérieures peut affecter les modifications chimiques et biologiques de l'azote dans les arbres, dans le sol et également dans l'atmosphère. Les données sur l'assimilabilité de l'azote dans les écosystèmes forestiers acidifiés indiquent que l'acidification a des effets autant favorables que délétères.

Introduction

Il est bien connu que l'azote est le facteur essentiel qui limite la croissance des arbres dans les forêts tempérées des régions nordiques, et il n'est pas besoin d'étayer ce phénomène par des exemples. Si l'azote a acquis cette réputation, ce n'est pas en raison de sa rareté dans le pool des éléments nutritifs dans le sol des forêts tempérées mais plutôt de son assimilabilité limitée par les arbres en croissance. Dans la plupart des sols podzoliques, la réserve d'azote dans les horizons organiques équivaut à plusieurs fois la quantité d'azote que l'on trouve dans les peuplements forestiers (Cole et Rapp, 1981; Weetman, 1961). Le tableau 1 indique les mesures des réserves d'azote dans les horizons organiques de certains peuplements forestiers tempérés et la concentration dans les populations proprement dites. Les réserves d'azote dans les horizons des sols organiques sont généralement suffisantes pour assurer la croissance des arbres pendant plus de deux révolutions. C'est ainsi que le potentiel limité d'assimilabilité de l'azote dans les peuplements forestiers est le fait de taux réduits des mécanismes de transformation de l'azote qui sont responsables de la transformation des formes organiques des composés azotés en formes minérales facilement assimilables par les arbres. En plus d'importantes réserves dans la matière organique, l'apport d'azote dans le sol se fait par les précipitations, les dépôts secs et la fixation soit par les microbes vivant à l'état libre soit par ceux qui sont associés aux végétaux. Divers facteurs environnementaux influent sur différents écosystèmes d'azote. Le caractère omniprésent des pluies acides permet d'ajouter un autre facteur à la liste des variables qui influent sur le processus de transformation de l'azote et sur son apport. C'est ainsi que les problèmes que l'on éprouve à évaluer le potentiel d'assimilabilité de l'azote sont rendus complexes par les effets des pluies acides.

Les principales conséquences de l'acidification constante des écosystèmes terrestres sont connues de par le monde entier, comme en témoignent les nombreuses conférences et réunions internationales organisées en vue d'évaluer le problème et d'y trouver des solutions. On s'efforce également de sensibiliser le public à la gravité de ces problèmes. Les effets des pluies acides sur les processus de transformation de l'azote sont l'un des thèmes de la plupart de ces rencontres. Dans les communications qu'il a données lors de deux récents congrès (l'un au Canada et l'autre en

Tableau 1. Valeurs moyennes de l'azote dans les arbres, la couverture morte et le dépôt de la litière dans les forêts de différentes régions (d'après Cole et Rapp, 1981)

Région forestière	Arbre		Couverture morte		
	Biomasse	Azote	Biomasse	Azote	Azote de la litière restituée
	kg ha^{-1}				kg ha^{-1} an^{-1}
Résineux de la forêt boréale	51 000	116	113 720	617	2.9
Feuillus de la forêt boréale	97 000	221	68 772	548	20.2
Résineux de la forêt tempérée	307 000	479	74 881	681	36.6
Feuillus de la forêt tempérée	152 000	442	21 625	377	61.4
Méditerranée	269 000	745	52 343	515	34.5

Suède), des écosystèmes terrestres. Les experts du monde entier qui se sont réunis récemment pour débattre du sort de l'azote et des rôles des microorganismes dans le cycle de l'azote dans les écosystèmes terrestres (Clark, 1981) ont réitéré le besoin de bien comprendre les mécanismes de transformation de l'azote. Les publications qui en sont résultées contiennent des données générales assez complètes sur ce que l'on sait déjà du cycle de l'azote et sur la façon dont la productivité de la terre dépend des processus de transformation de l'azote.

Nous nous efforcerons ici de faire un tour d'horizon de la littérature existante sur les effets des pluies acides sur l'assimilabilité de l'azote telle que représentée par la décomposition de la litière et de la matière organique. Cette communication comporte une analyse de l'ordre de succession des mécanismes de transformation de l'azote, lequel commence par l'apport d'azote dans les écosystèmes par les dépôts secs et humides, se poursuit avec la fixation, le lessivage des matières de la litière, la décomposition de la litière et des matières organiques et l'assimilabilité potentielle de l'azote pour les arbres de la forêt au cours des diverses phases de décomposition de la litière et de la matière organique. Nous y analysons également le rôle de la microfaune et de la microflore sur les processus de décomposition à cause de l'acidification de l'écosystème. Enfin, nous présentons certaines données sur les effets des pluies acides sur les processus de transformation de l'azote et sur le rôle d'autres facteurs sur ces processus.

Assimilabilité et apport d'azote

Assimilabilité

L'expression "azote assimilable" désigne la quantité d'azote minéral (NH_4 + NO_3) dans les horizons organiques du sol. La quantité d'azote minéral dans le sol est une entité dynamique qui dépend de plusieurs variables (Mahendrappa, 1980). Or, dans de nombreuses publications sur la modélisation des cycles de l'azote dans les écosystèmes, la quantité d'azote minéral extraite d'échantillons recueillis à un moment donné a servi à représenter l'azote assimilable. L'assimilabilité de l'azote minéral par les arbres dépend de la proximité des racines du pool de l'azote minéral, de la

concurrence végétale et d'autres agents comme les microbes. Cela permet de penser que la quantité d'azote minéral calculée à l'aide d'une méthode standard peut représenter l'azote potentiellement assimilable (comme indice seulement). Le concept "d'élément nutritif assimilable" a servi à calculer la quantité d'engrais à épandre. On soustrait la quantité d'éléments nutritifs assimilables dans le sol des besoins de la culture en éléments nutritifs pour obtenir la quantité d'engrais nécessaires. À l'aide de ce concept, Fried et Dean (1952) ont inventé un terme qu'ils ont appelé la "valeur A" pour représenter la quantité de phosphore assimilable dans le sol. Une formule analogue a été adoptée par Broadbent (1970) pour caractériser les variables qui influent sur l'assimilabilité de l'azote dans le sol. De nouvelles méthodes de calcul de l'indice d'assimilabilité de l'azote ont été mises à l'épreuve par Stanford et ses nombreux collègues (Stanford *et al.*, 1975); Stanford, 1981). Tous ces tests s'appliquent aux cultures agricoles; ce qui ne veut pas dire que le résultat convienne nécessairement aux écosystèmes forestiers. Une récente étude de Keeney (1980) sur le sujet de la prédiction de l'assimilabilité de l'azote dans le sol dans les écosystèmes forestiers révèle clairement le besoin de tenir compte d'autres facteurs que ceux qui sont utilisés en agriculture. Cette étude fait valoir le besoin de recherches approfondies en vue de caractériser le cycle de l'azote dans les écosystèmes forestiers. Des combinaisons d'analyses chimiques et microbiologiques visant à calculer l'azote potentiellement assimilable dans les sols forestiers ont été envisagées par plusieurs chercheurs et certains résultats sont très prometteurs (Wollum et Davey, 1975; Verstraeten *et al.*, 1970; Nommik, 1976; Mahendrappa, 1980). D'autres recherches s'imposent pour évaluer plus sérieusement les quantités d'azote potentiellement assimilables dans les écosystèmes forestiers, lesquelles devront être établies avant que l'on puisse évaluer les effets des pluies acides sur l'azote potentiellement assimilable. Compte tenu de ce fait, un document de travail a été présenté au Sixième congrès nord-américain sur les sols forestiers qui a eu lieu au Tennessee, en juin 1983.

Apport

L'apport d'azote dans les écosystèmes résulte d'un certain nombre de processus. L'apport peut se faire directement de l'atmosphère sous forme de dépôts humides ou secs. Sans pollution, l'azote élément se transforme en azote ammoniacal (NH_3) on en protoxyde d'azote (NO_x) par réaction photochimique ou décharge électrique (Dawson, 1980). Cet apport varie en quantité de 2,6 kg N an^{-1} à 10 kg N an^{-1} (Mahendrappa et Ogden, 1973; Carlisle *et al.*, 1966; Nihlgard, 1970; McColl *et al.*, 1982). Une partie de l'azote ammoniacal dans les précipitations résulte sans doute de la volatilisation naturelle de l'ammonium à la surface de la terre (Dawson, 1977; Environnement Canada, 1981). En raison de la consommation accrue de combustibles fossiles pour la production d'énergie, la charge d'azote (et de soufre) dans l'atmosphère a sensiblement augmenté. La quantité d'azote ($NH_4 + NO_3$) dans l'atmosphère ou qui atteint le sol ou la surface des végétaux sous forme de dépôts secs ou humides peut varier considérablement selon la quantité de combustibles fossiles consommée, leur teneur en azote et la distance directionnelle du lieu de combustion du combustible. On a la preuve de hausses de 100 à 1 000 % de la concentration d'azote dans les précipitations (Comité de coordination Canada-États-Unis, 1983). Dans les régions lourdement touchées, on a signalé des apports de plus de 20 kg N ha^{-1} an^{-1} (Heinricks et Mayer, 1977; Likens *et al.*, 1978). Ces apports ont entrainé une hausse de la quantité d'azote (minéral) assimilable par les écosystèmes forestiers. Les recherches empiriques réalisées pour étudier les effets de pluies acides simulées sur la croissance des végétaux moyennant des concentrations de NH_4 et de NO_3 analogues aux concentrations relevées dans les régions polluées ont abouti, dans bien des cas, à une stimulation de la croissance. Cette stimulation est attribuable à la forte teneur en azote des eaux de pluie simulées.

À l'état naturel, diverses quantités d'azote viennent enrichir les sols forestiers grâce à différents agents fixateurs d'azote. Il peut s'agir d'agents fixateurs symbiotiques comme les aulnes (Akermans, 1979), les bactéries vivant à l'état libre (Knowles, 1974) et les lichens (Denison, 1979; Denison *et al.*, 1976). Tous ces fixateurs d'azote sont sensibles aux changements du pH des sols. Ainsi, la quantité d'azote qui vient enrichir l'écosystème forestier sous cette forme dépend de l'espèce d'arbre et de son emplacement.

Processus de transformation de l'azote

Les arbres forestiers absorbent la majeure partie de leur azote minéral dans le sol sous forme d'ions ammonium, contrairement aux cultures agricoles qui absorbent essentiellement de l'azote nitrique (McFee et Stone, 1968). On comprend donc que dans les écosystèmes forestiers, la lenteur des processus de transformation de l'azote qui aboutissent à la formation d'azote ammoniacal (minéral) limite son assimilabilité par les arbres. Certaines preuves portent à croire que les arbres forestiers absorbent certains composés d'azote organique directement avant la minéralisation (Miller, 1968).

Transformations microbiologiques de l'azote

La plupart des processus de transformation de l'azote résultent de l'influence de divers microbes. La transformation la plus importante qui affecte l'assimilabilité de l'azote dans les sols forestiers est la minéralisation-immobilisation constante et dynamique de l'azote. Parmi des agents microbiens directement responsables de ces processus, mentionnons les bactéries, les champignons et les actinomycètes (Alexander, 1980a; Berg et Staaf, 1981; Abrahamsen, 1980a,b). Les travaux visant à déterminer l'effet de l'acidité croissante sur les agents microbiens responsables de la transformation de l'azote (Berg et Staaf, 1981) révèlent qu'un coefficient d'acidité élevée ne provoque aucun changement appréciable dans la biomasse fongique. Les mesures manométriques de la consommation d'oxygène témoignent d'une baisse de l'activité microbienne attribuable à une baisse du pH due à l'apport de soufre et à une période d'incubation de six mois (Salonius et Mahendrappa, 1979). Le coefficient de minéralisation nette (soit la différence entre la minéralisation et l'immobilisation) mesurée par la quantité d'azote distillable alcalin dans des échantillons autoclavés (Mahendrappa, 1980) ou par le niveau d'azote ammoniacal extractible-KCl, témoigne d'une baisse des valeurs de l'azote potentiellement assimilable dans les matières de l'humus brut acidifiées in situ à cause des émissions de SO_2.

Même si les arbres forestiers préfèrent absorber de l'azote ammoniacal, ils absorbent et utilisent l'azote nitrique comme source d'azote. Par ailleurs, la nitrification de l'azote ammoniacal dans les sols forestiers peut aboutir à un abaissement de l'assimilabilité de l'azote dû à l'aisance de lessivabilité au-delà de la zone racinaire. Il faut donc voir dans la nitrification l'un des processus qui affecte l'assimilabilité de l'azote dans les sols forestiers. Les facteurs qui affectent la nitrification dans les horizons organiques des sols forestiers acides sont mal compris. Les conditions très acides qui prévalent dans la plupart des forêts de résineux de la région tempérée conviennent mal aux bactéries de nitrification classiques. On a toutefois constaté la nitratation de l'humus brut éminemment acide (horizons organiques) portant des épinettes noires dans des conditions naturelles (Mahendrappa et Salonius, 1982) et dans des échantillons incubés en laboratoire (Roberge et Knowles, 1966). Divers chercheurs ont pourtant relevé de fortes concentrations de nitrate dans les cours d'eau de zones forestières et de zones coupées à blanc (Bormann et Likens, 1967; Krause, 1982; Galloway et Dillon, 1983). Plusieurs chercheurs ont également relevé de fortes concentrations de nitrate lors du dégel du début du printemps. On pense généralement que l'accumulation de nitrate dans la neige qui résulte des dépôts secs et humides de NO_x est à l'origine de cette poussée des concentrations de nitrate dans les cours d'eau au dégel de printemps (Galloway et Dillon, 1983; Scheider et Dillon, 1983). La nitrification qui se produit dans les horizons organiques sous la neige est également à l'origine des fortes concentrations d'azote nitrique dans les cours d'eau lors du dégel de printemps (McBrayer et Cromack, 1980). Dans ces conditions, l'assimilation réduite par les racines et la plus forte lessivabilité du nitrate entraînent sans doute la perte d'une plus forte proportion d'azote dans les écosystèmes forestiers.

En conditions naturelles, il y a nitrification lorsque les ions ammonium sont présents en fortes concentrations et qu'il n'y a pas de concurrence entre les racines et les microbes pour l'azote minéral (Mahendrappa et Salonius, 1982). Ce scénario peut être le résultat de conditions extrêmement sèches ou de l'épandage de fortes quantités d'engrais. L'extrême sécheresse des horizons organiques sous les

peuplements forestiers aussi bien que l'épandage d'engrais peuvent relever le pH des horizons organiques acides à des niveaux qui conviennent mieux à l'intervention des agents nitrifiants. Par ailleurs, dans ces conditions, il se peut que les composés organiques toxiques ou inhibiteurs soient éliminés par une intensification de la solubilisation et du lessivage des horizons organiques. Il se peut qu'un panachage de ces conditions soit nécessaire pour promouvoir la nitrification des sols forestiers organiques éminemment acides. Avec l'apport constant d'ions hydrogène par les dépôts secs et humides, les risques d'une nitrification des horizons organiques des sols forestiers sont faibles. C'est ainsi que la perte de NO_3-N par lessivage est négligeable en temps normal.

La dénitrification, qui est la réduction des nitrates et nitrites en formes réduites d'azote, comme N_2O, N_2 et l'ammoniac, est essentiellement un processus biologique. La transformation des nitrates et nitrites facilement assimilables en produits gazeux (N_2O, N_2) entraine une baisse de l'assimilabilité de l'azote. L'importance, la proportion ou les conditions environnementales favorables à la réduction des nitrates et nitrites en azote ammoniacal demeurent mal comprises (Tiedje *et al.*, 1981). Un pH plus élevé favorise la dénitrification microbienne dont le résultat est N_2O ou N_2 (Knowles, 1981). Selon les conclusions de Focht (1974), elles-mêmes fondées sur les données de Nommik (1957) et de Wijler et Delwiche (1954), le taux de dénitrification microbienne (K) est une fonction linéaire du pH du milieu et est inversement proportionnel au pourcentage d'espace porifère dans le sol rempli d'oxygène. En l'occurrence, ce chercheur n'a trouvé aucun produit de dénitrification après avoir opéré l'incubation d'horizons organiques d'un peuplement d'épinettes noires pendant jusqu'à six mois en conditions d'anaérobie et de saturation en eau. Ni le pH ni le potentiel d'oxydo-réduction mesurés durant les six mois de l'incubation n'étaient suffisamment bas pour qu'il puisse y avoir dénitrification. On peut raisonnablement penser d'après cela que la dénitrification sans assimilation dans les sols acides n'exerce pas d'action grave sur l'assimilabilité de l'azote. Par ailleurs, les données (Focht, 1974) révèlent qu'à un très bas pH, la proportion de N_2O produit est très élevée.

Transformations de l'azote chimique

Parallèlement aux actions microbiennes, il existe des processus chimiques et physiques qui peuvent aussi aboutir à diverses réactions de transformation de l'azote. Celles-ci entraînent la formation de composés gazeux de l'azote. Elles ont peut-être également le pouvoir d'abaisser l'assimilabilité de l'azote tout en augmentant les risques de pollution de l'atmosphère et de l'eau. On a déjà constaté que les processus physiques comme l'humectage et le séchage, le gel et le dégel et les radiations affectent les concentrations d'azote minéral dans le sol (Birch, 1960; Salonius *et al.*, 1967, 1970; Salonius, 1972). On ne sait rien de l'action de l'acidité sur ces processus.

La fixation des ions ammonium par les fractions colloïdales des sols rend cette forme d'azote inassimilable par les plantes ou les microbes (Nommik, 1981). Dans son document de travail, Nommik (1965) fait observer que les données sur la fixation de l'azote dans 200 sols superficiels en Suède révèlent que la fixation des ions NH_4 a tendance à augmenter avec le pH. Apparemment, à un pH inférieur à 5,7, la fixation de l'ammoniac chimique devient négligeable. Roberge (1972) a trouvé de plus fortes proportions d'azote ammoniacal en solution et de moins fortes sous forme échangeable dans les horizons organiques d'épinettes noires ajustés à un faible pH. Le volume d'azote ammoniacal en solution était inversement proportionnel au pH du milieu. Ainsi, à un bas pH, une plus grosse quantité d'azote ammoniacal est potentiellement assimilable pour la croissance des végétaux. C'est sans doute ce mécanisme qui est intervenu dans la stimulation de la croissance des arbres et la forte assimilation d'azote dans une expérience sur le terrain pratiquée en Suède par Nommik (1981) qui a appliqué 96 kg ha^{-1} d'acide sulfurique (Tamm et Wiklander, 1980).

En conditions de forte acidité, il se produit à la fois des réactions de nitrification et de dénitrification (Mahendrappa, 1966, 1972, 1974; Knowles, 1979). Lorsque les nitrates ou les nitrites se décomposent sous l'effet de l'acidité, il se forme tout un éventail d'oxydes d'azote (Yost et Russell,

1944). La plupart des oxydes d'azote qui sont thermodynamiquement instables sont ensuite transformés en quelques composés stables. De fait, une forte proportion de nitrites peut être transformée en nitrates (figure 1; Mahendrappa, 1966), ce qui produit une nitrification chimique. Avec une telle succession de réactions, une portion des nitrites peuvent également devenir soit de l'azote élément soit des oxydes d'azote. Dans une étude, on a constaté que la proportion des nitrites ou nitrates qui se dégageaient dans l'atmosphère des horizons organiques sous un peuplement d'épinettes noires était inférieure à 0,1 % de l'apport de nitrates (Mahendrappa, 1974). En conclusion donc, nous dirons que les réactions chimiques de la nitrification et de la dénitrification sont plus nombreuses quand le pH est faible. À cause de ces réactions, les pertes d'azote peuvent être plus fortes ou son assimilabilité peut être réduite. La plupart des réactions thermodynamiquement possibles qui se produisent entre les oxydes d'azote dans l'atmosphère au-dessus du sol interviennent également dans l'atmosphère au-dessous du sol des horizons organiques des sols forestiers acides.

Décomposition de la litière

Des changements interviennent dans le dépôt de la litière dès le début de la sénescence. Les éléments nutritifs du feuillage sont réabsorbés par d'autres parties de l'arbre pour être conservés jusqu'à la saison de croissance suivante. Des quantités d'azote plus importantes que tout autre élément nutritif sont réabsorbées avant la chute des feuilles. Ostman et Weaver (1982) ont constaté que 77 % de l'azote présent dans les feuilles d'un peuplement de chênes (Quercus sp.) était réabsorbé avant la chute des feuilles. L'efficacité de la retranslocation semble dépendre de l'espèce (Cole et Rapp, 1981). Les résineux des forêts boréales et tempérées réabsorbent une plus forte proportion d'azote que les feuillus de ces mêmes régions. On ne dispose d'aucune donnée sur les effets des pluies acides sur la proportion d'azote dans le feuillage réabsorbé. Toutefois, compte tenu de la moindre assimilabilité en conditions acides (forêt de résineux), la retranslocation de l'azote peut se faire dans des proportions relativement plus élevées que dans des conditions moins acidifiantes (forêt de feuillus).

Le lessivage des éléments nutritifs du feuillage par la pluie se produit tout au long de la saison de croissance. La quantité d'azote lessivé du feuillage dépend essentiellement de la concentration d'azote dans le feuillage. Plus la teneur en azote des feuilles est élevée, plus la quantité d'azote lessivé des feuillus et des résineux est importante. Les ions hydrogènes de l'eau de pluie provoquent des réactions d'échange avec d'autres cations des aiguilles et les cations déplacés sont facilement lessivés (Mahendrappa, 1983). La quantité de cations déplacés de la litière acicole dépend de la concentration d'ions hydrogène dans la pluie. Ainsi, plus la pluie est acide, plus les quantités de cations lessivées du feuillage sont élevées (Yawney *et al.*, 1978). L'ion ammonium étant un ion à charge positive (cation), il peut être lessivé en plus grandes quantités à mesure qu'augmente l'acidité des pluies. Ces réactions se produisent aussi bien quand les aiguilles sont sur l'arbre que quand elles forment la litière du sol.

En atteignant le sol, les matières de la litière sont encore lessivées avant de subir l'action de la microfaune, des champignons ou des bactéries. Selon Bäath et Söderström (1980), il a fallu un an avant que la population fongique des aiguilles de pin sylvestre atteigne un maximum. Comme on le voit, une proportion considérable d'azote peut être lessivée durant cette période. Nykvist (1963) a constaté que 15 % de l'azote du feuillage de Fraxinus sp. peut être lessivé par l'eau. Mahendrappa et Ogden (1973) ont constaté que 5 % de la quantité totale d'azote contenue dans les matières de la litière fraîche d'épinette noire (Picea mariana ([Mill.]) B.S.P.) pouvait être lessivé avec de l'eau distillée. Les effets conjugués de la retranslocation des éléments nutritifs et du lessivage du feuillage et des débris venus rejoindre la litière depuis peu ramènent la teneur totale en azote de la litière à environ 60 % du niveau du feuillage de l'année en cours de plusieurs espèces (Mahendrappa et Kingston, 1980, figure 2). Cette valeur risque d'augmenter avec l'acidité des pluies.

Il est incontestable que les éléments nutritifs réabsorbés, dont l'azote, sont directement utilisés par les arbres. Les éléments nutritifs lessivés du feuillage et de la litière fraîche sont également

facilement assimilables par les arbres. Cela dépend toutefois de l'activité des racines dans les horizons organiques et de l'état d'humidité des horizons organiques. Les racines doivent pouvoir entrer en concurrence avec les microbes pour assimiler les éléments nutritifs lessivés de la litière durant la saison de croissance. L'état d'humidité des horizons organiques affecte à la fois l'activité racinaire et microbienne ainsi que le débit et le temps de renouvellement des éléments nutritifs. L'importance des effets de l'acidité des pluies sur la perte ou la recirculation des éléments nutritifs dans la litière fraîche n'est pas connue.

Après avoir atteint le sol, les matières de la litière sont pulvérisées par la microfaune du sol durant son processus d'alimentation. Les matières ingérées par les insectes et d'autres membres de la microfaune regorgent d'azote. Moyennant de plus fortes concentrations d'azote, les matières fécales sont mieux à même de libérer de l'azote minéral que les matières de la litière qui ne subissent pas l'action de la microfaune. Les effets des pluies acides sur la microfaune sont loin d'être bienfaisants (Abrahamsen *et al.*, 1980; Bath *et al.*, 1980; Lohm, 1980; Francis *et al.*, 1980). Toutefois, les populations d'une certaine microfaune, comme les mites, ne sont apparemment pas touchées par les dépôts acides pendant de brèves périodes (Hagvar, 1980). Les effets à long terme de pluies acides chroniques sur la microfaune qui pulvérise les matières de la litière ne sont pas connus.

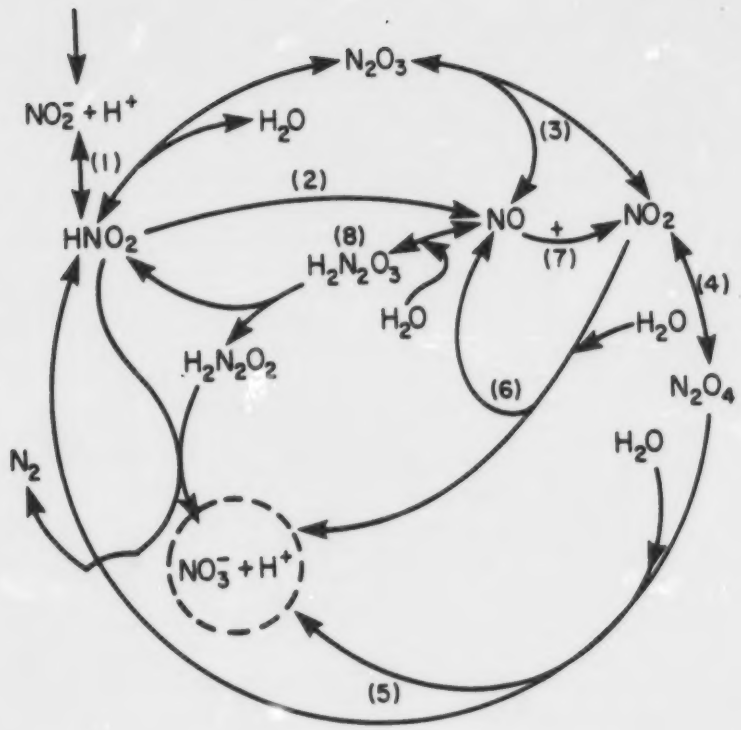
Plusieurs chercheurs ont étudié la décomposition des matières de la litière en mesurant leur perte pondérale durant une incubation sur le terrain ou en laboratoire. Le fait d'exposer les matières de la litière à de faibles concentrations de SO_2 avant l'incubation entraîne une hausse de l'acidité et un ralentissement du rythme de décomposition par rapport aux matières non exposées (Kilham et Wainwright, 1980; Dodd et Lauenroth, 1981; Leetham *et al.*, 1983). D'après ces chercheurs, cette moindre décomposition est sans doute le fait d'une baisse du pH ou de l'accumulation de dérivés toxiques de SO_2 dans le micro-environnement des organismes à la surface des feuilles en décomposition. Les concentrations d'azote dans les matières de la litière influencent peut-être aussi le rythme de décomposition de la litière (Salonius et Mahendrappa, 1975). Ces données ne permettent pas toutefois de déterminer les quantités d'azote libérées sous forme assimilable durant la décomposition de la litière.

Décomposition de la matière organique

Dans les écosystèmes forestiers, il est difficile d'établir une distinction claire et nette entre les matières de la litière partiellement décomposées et la matière organique largement transformée dans les horizons organiques. Sous les peuplements de feuillus et de résineux, on peut reconnaître de la litière feuillue dans les horizons L et F. Ici, pour faciliter l'analyse, la litière feuillue reconnaissable ne peut être différenciée des autres horizons organiques en ce qui concerne son potentiel d'apport d'azote.

La décomposition de la matière organique est avant tout un processus microbiologique, surtout quand il s'agit de l'azote potentiellement assimilable. Certaines des réactions biochimiques qui se produisent durant la formation des composés humiques et fulviques entraînent généralement la formation de composés plus complexes où les composés azotés s'agglutinent sous forme inassimilable par les végétaux. Ainsi la décomposition de la matière organique se fait en deux étapes : 1) la transformation microbienne des résidus organiques d'origine végétale et animale; et 2) la transformation des composés organiques complexes sous l'influence de processus soit microbiens soit physico-chimiques. Étant donné qu'on a déjà traité des processus physico-chimiques de la décomposition de la matière organique, seul le processus microbien sera analysé dans cette section.

Les courbes de décomposition de chacun des éléments des matériaux qui forment la litière forestière ont été tracées par Minderman (1968) (figure 3). Ces courbes valent également pour la décomposition des composés organiques complexes (Stevenson, 1982), sous réserve que les microbes



1. Sensible au pH
2. Accéléré par les constituants organiques et inorganiques des sols
3. Mélanges équimoléculaires de No et NO_2
4. Processus instantané
5. Équimolécules de produits formés
6. Réaction en phase gazeuse sensible à la température
7. Réaction aérobie instantanée
8. Extrêmement instable dans les milieux acides

Figure 1. Cheminements possibles de la transformation des oxydes d'azote en milieux acides (d'après Mahendrappa, 1966).

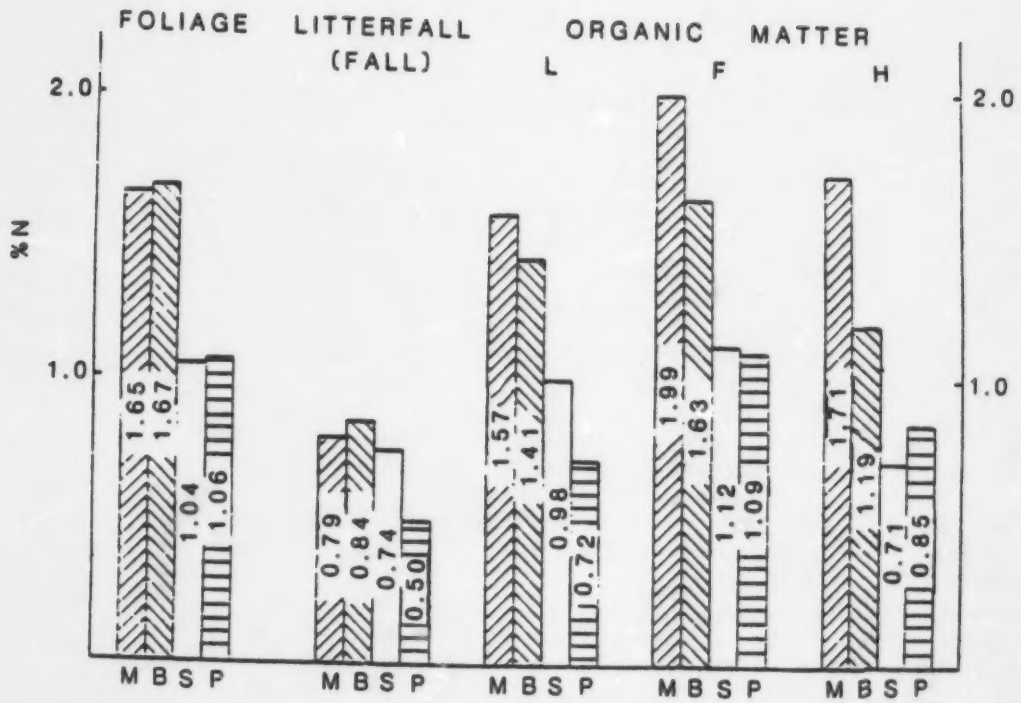


Figure 2. Concentrations d'azote dans le feuillage, les matières de la litière et les horizons organiques (L, F et H) de peuplements de deux feuillus (M = érable, B = bouleau) et de deux résineux (S = épinette rouge et P = pin résineux) (d'après Mahendrappa et Kingston, 1980)

disposent d'une source d'énergie pour entamer la décomposition (Mahendrappa, 1978; Salonius, 1972). Deux éléments de ce graphique méritent qu'on s'y arrête (figure 3) : 1) les composés facilement décomposables ne contiennent pas d'azote et 2) les phénols sont les composés les plus résistants. Ainsi, aux premiers stades de la décomposition (ou de perte pondérale dans le cas des matériaux partiellement décomposés de la litière), la matière organique est enrichie d'azote (Staaf et Berg, 1977, 1981; Mahendrappa et Kingston, 1980). Les données présentées à la figure 2 révèlent que les concentrations d'azote dans les couches L, F et H des horizons des feuillus et des résineux ont augmenté pour atteindre les concentrations que l'on trouve dans le feuillage en vie. Apparemment donc, les matériaux de la litière ont été enrichis par une quantité considérable d'azote durant la décomposition. Gosz (1981) a déclaré que la matière organique du sol riche en phénols et en leurs dérivés se décompose plus lentement. Certaines données nous incitent à croire que dans les sols acides où l'assimilabilité de l'azote est faible, le feuillage produit est riche en composés phénoliques. Les composés polyphénoliques qui sont solubles dans l'eau en plus d'être des antiseptiques (Morita, 1975), ralentissent généralement la décomposition de la matière organique. Les données provenant d'horizons organiques acidifiés à différents degrés *in situ* par des émissions de SO_2 étayent cette hypothèse (figure 4). Les échantillons provenant de régions gravement affectées par les émissions de SO_2 contiennent généralement de plus fortes concentrations de polyphénols que les horizons organiques des régions non touchées. Dans les échantillons provenant de régions gravement affectées, l'activité microbienne est également très réduite. Dans la couche L de l'horizon des régions gravement affectées, le pH a chuté en-deçà de 2. Lorsqu'on ajoute de l'urée aux échantillons dont on opère l'incubation en laboratoire, une petite quantité d'ammoniac se volatilise par rapport aux échantillons provenant d'une région modérément touchée où le pH demeure au-dessus de 3. Ces résultats concordent avec ceux de Killham *et al.* (1983).

Les matériaux organiques riches en polyphénols se décomposent plus lentement que ceux qui sont pauvres en polyphénols. Stark (1971) a constaté des accumulations de matière organique jusqu'à 2 m de profondeur dans des podzols tropicaux jouissant d'un bon drainage et d'excellentes conditions propices à la décomposition rapide des matériaux organiques. La teneur en polyphénols de la matière organique sur ces sites était supérieure à celle d'un latosol attenant qui avait un mince horizon organique (de quelques centimètres). Williams et Gray (1974) pensent que la teneur en polyphénols explique les rythmes différentiels de décomposition de la litière, lesquels subissent l'influence du pH de la litière et de l'équilibre nutritif du sol. Dans son étude, Gosz (1981) a résumé l'interdépendance de la teneur en azote du sol et du feuillage, de leur teneur en polyphénols et de l'accumulation de matière organique. Ses résultats concordent avec nos conclusions selon lesquelles les horizons organiques sont différemment affectés par les émissions de SO_2.

Une mise en garde s'impose ici pour éviter de mal interpréter ces données sur le rôle des polyphénols dans la décomposition de la matière organique. Les méthodes qui servent à déterminer le rôle des polyphénols n'établissent pas de distinction entre les différents composés phénoliques. Or, tous les composés phénoliques à une concentration donnée n'ont pas le même pouvoir antiseptique. Les concentrations de composés phénoliques solubles dans l'eau dans le feuillage ou dans les matériaux de la litière n'équivalent pas nécessairement aux concentrations de composés phénoliques dans les horizons organiques. Les polyphénols qui résultent de la dégradation des lignines dans les résidus végétaux subissent diverses transformations chimiques, comme la polymérisation ou la condensation, qui entraînent la formation de composés plus résistants à la décomposition (Stevenson, 1982). Les effets des pluies acides sur la formation ou la décomposition des composés phénoliques dans le feuillage ou dans les horizons organiques du sol n'ont pas été établis avec certitude.

Les arbres poussent même lorsque des horizons organiques épais se sont accumulés sous les peuplements, ce qui indique l'entrée en jeu de certains mécanismes qui permettent l'absorption des éléments nutritifs dans ces conditions. Il se peut que l'acidification croissante de nos écosystèmes forestiers accélère l'accumulation d'horizons organiques épais ayant une forte teneur en polyphénols. Il faut bien comprendre les moyens d'augmenter l'assimilation des éléments nutritifs et de réduire l'accumulation de matière organique. Dans les forêts où la matière organique riche en polyphénols se

décompose lentement, il se peut que la minéralisation des composés de l'azote organique soit mise en échec et que les composés de l'azote organique soluble soient directement assimilés par les racines des arbres. L'assimilation des composés de l'azote organique soluble est facilitée par les mycorhizes (Heal *et al.*, 1982). Peut-être n'est-il pas nécessaire qu'il y ait minéralisation avant que l'azote et les autres éléments nutritifs des horizons organiques ne deviennent assimilables par les arbres dans les écosystèmes forestiers.

Les résidus d'origine végétale et animale dans le sol se décomposent eux aussi et libèrent du CO_2 en cours de route. Ce processus a pour résultat d'enrichir la matière restante avec de l'azote (figure 2). Les couches F et H des horizons sont riches en composés humiques et fulviques qui contiennent diverses proportions (0,5-3 %) d'azote (Stevenson, 1982). Les composés fulviques qui sont solubles aux indices de pH que l'on trouve normalement sous les peuplements forestiers, peuvent constituer une source de composés de l'azote organique soluble assimilables directement soit par les racines soit par les mycorhizes. La très grande prolifération des radicelles et des mycorhizes compense les faibles proportions de composés fulviques qui deviennent solubles à un moment quelconque. Mahendrappa et Salonius (1982) ont constaté que l'azote organique dans la solution du sol n'affiche pas d'écarts entre les périodes d'échantillonnage ou entre les parcelles traitées avec différents engrais. C'est ainsi qu'il est possible de maintenir la taille du pool de l'azote organique soluble en dépit de son absorption constante par les radicelles et les mycorhizes associés aux racines (Bowen et Smith, 1981). Un volume considérable de l'azote présent dans les constituants des acides humiques et fulviques de la matière organique peut constituer une bonne source d'azote assimilable pour la croissance des arbres.

Analyse et résumé

Il est indiscutable que l'assimilabilité de l'azote limite la croissance des arbres dans les forêts des régions tempérées et boréales nordiques. Nous ne connaissons pas tous les facteurs et les interactions responsables de la moindre assimilabilité de l'azote dans ces forêts. Les sources anthropiques de pluies acides qui s'abattent sur les forêts des régions tempérées et boréales ont rendu le problème encore plus complexe.

Dans les écosystèmes forestiers, contrairement aux systèmes agricoles, on n'a pas encore bien défini l'expression "assimilabilité des éléments nutritifs". Les horizons organiques qui s'accumulent sur les horizons minéraux portant les peuplements forestiers retiennent une grande quantité d'azote sous forme organique qui n'est généralement pas assimilable par les arbres. La plupart des racines actives des résineux se trouvent dans les horizons organiques, ce qui porte à croire qu'une importante portion de l'azote assimilée par les arbres provient de ces horizons organiques. La méthode qu'on utilise en agriculture pour mesurer l'azote potentiellement assimilable dans les horizons minéraux ne s'applique pas à la sylviculture. La microflore et la microfaune des horizons organiques forestiers diffèrent, sous la plupart des rapports, de celles que l'on trouve dans les sols agricoles. Les horizons organiques qui portent les peuplements forestiers atteignent rarement l'état des sols agricoles qui deviennent fréquemment secs à l'air. En dépit de ces différences et d'autres entre les horizons organiques des forêts et les sols agricoles, les méthodes conçues pour l'agriculture sont employées en foresterie. Il y a lieu de remédier à cette situation.

Les nombreuses stations implantées pour contrôler les dépôts humides et secs au Canada et aux États-Unis ne sont pas conçues pour fournir des renseignements sur les quantités des diverses substances chimiques, dont l'azote, déposées dans chaque écosystème forestier. Même si l'on dispose de données précises sur les quantités d'ions hydrogène et d'azote nitrique et ammoniacal qui se déposent sur chaque unité de surface, on est incapable de prédire le sort de ces substances chimiques. On ignore encore comment se fait la fragmentation de ces substances chimiques à mesure que la pluie pénètre sous le couvert forestier. En outre, on ignore les réactions possibles entre l'azote nitrique et la matière organique. Galloway et Dillon (1983) soutiennent que la proportion d'azote nitrique retenue

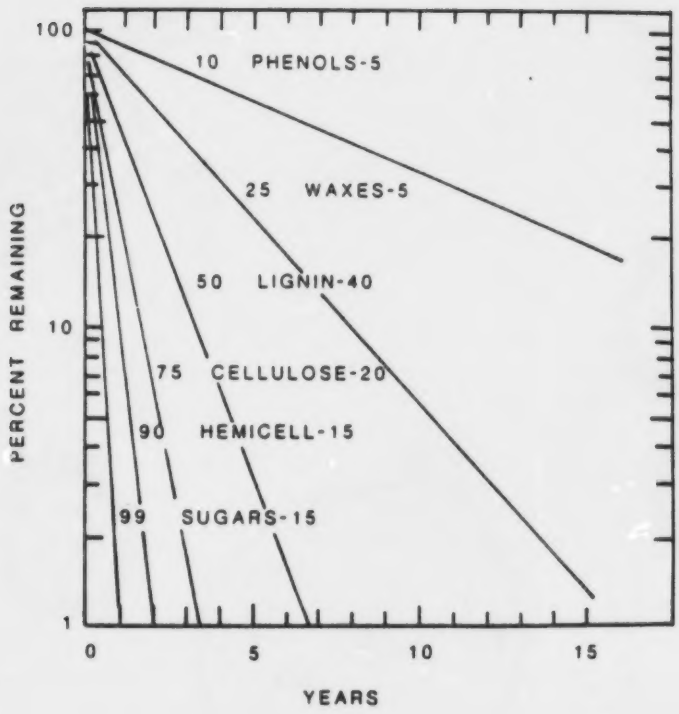


Figure 3. Courbes de décomposition de divers composés organiques du sol. Les chiffres qui figurent avant et après le nom des composés représentent respectivement la proportion perdue en une année et son poids exprimé en pourcentage des matériaux originaux de la litière (d'après Minderman, 1968).

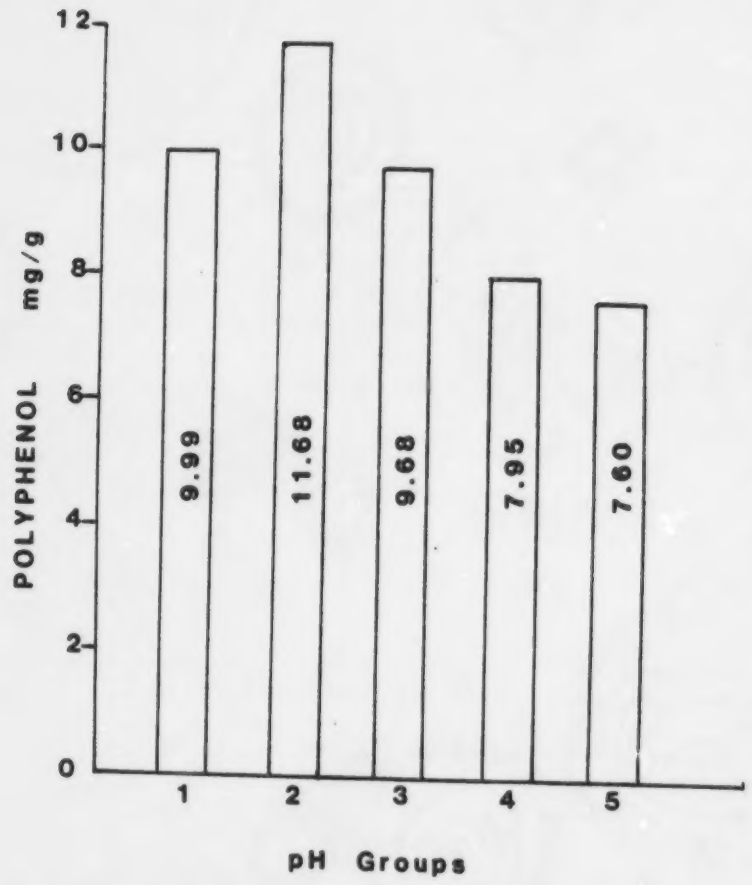


Figure 4. Quantités mesurées (mg g^{-1}) de polyphénols extraits avec du pyrophosphate d'horizons organiques diversement affectés par les émissions de SO_2 (1 = pH <2,5, 2 = pH 2,5-3,0, 3 = pH 3,0-3,5, 4 = pH 3,5-4,0 et 5 = pH >4,0).

dans les horizons organiques et assimilée par les racines dépend du temps de renouvellement dans l'eau. Si ce temps est court, on pense qu'une plus forte proportion d'azote nitrique est transportée vers les lacs et les cours d'eau. En revanche, nos données nous révèlent que l'azote nitrique est retenu par l'horizon organique, sans doute sur les sites d'échanges anioniques des molécules organiques complexes (Schnitzer, 1980) et que la proportion lessivée est fonction du volume du débit de l'eau et de ses caractéristiques chimiques. La proportion d'azote nitrique lessivée avec HCl des horizons organiques incubés était inférieure à la proportion lessivée avec une solution d'hydroxyde de calcium (figure 5).

Les réactions chimiques des ions nitrate et nitrite en milieu acide peuvent entraîner la production de divers autres oxydes d'azote et d'azote élément. Ces réactions sont catalysées par les métaux transitoires dont la solubilité augmente avec l'acidité. L'importance de ces réactions dans les écosystèmes forestiers est encore mal comprise.

L'azote nitrique se forme dans les horizons organiques forestiers sous l'action de processus microbiens et chimiques. Apparemment, ces processus interviennent dans des niches dont l'environnement est propice à la nitrification. La nitrification, dit-on, se produit sous la couverture neigeuse. Le sort de l'azote nitrique qui se forme dans diverses conditions diffère au même titre que l'assimilabilité relative de l'azote nitrique pour les arbres forestiers.

La transformation de l'azote dans la litière en décomposition se fait en trois étapes : le lessivage, l'enrichissement et la libération due à la décomposition des composés organiques. Avant le lessivage, il se produit une importante réabsorption de l'azote du feuillage par d'autres constituants de l'arbre. L'importance de la réabsorption et du lessivage de l'azote du feuillage demeure obscure. On sait que les précipitations acides augmentent le lessivage des éléments nutritifs, notamment de l'azote du feuillage et de la litière. Toutefois, on ne sait pas ce qu'il advient de l'azote lessivé de la sorte. Il paraît raisonnable de supposer que les éléments nutritifs, l'azote en particulier, sont plus assimilables en milieu acide (Roberge, 1972; Tamm et Wiklander, 1980).

L'enrichissement des matériaux de la litière avec de l'azote résulte de la consommation de composés carbonés par les invertébrés du sol et des populations de bactéries, de champignons et d'actinomycètes. L'acidification du milieu (horizons organiques ou matériaux de la litière) a été étudiée par plusieurs chercheurs qui affirment que l'acidification abaisse le taux de perte pondérale des matériaux de la litière en diminuant les activités des populations microbiennes et de la microfaune. On a obtenu des résultats contradictoires sur les effets de l'acidité sur les populations et la biomasse de champignons et de microfaunes comme les collemboles, les mites, etc. On n'a pas encore explicité le mécanisme qui intervient dans la réduction de l'activité de la microflore ou de la microfaune dans le sol.

La décomposition de la matière organique est la troisième étape de la décomposition de la litière. La décomposition de la matière organique sous les peuplements forestiers diffère de celle qui se produit dans les sols agricoles. Le mécanisme d'assimilation des éléments nutritifs par les arbres de la forêt semble également différer légèrement de celui des cultures agricoles. Les arbres sont sans doute capables d'absorber directement les composés azotés organiques, ce qui élude partiellement le besoin du processus de minéralisation. Ces observations nous incitent à interpréter avec circonspection les données relatives aux effets des pluies acides sur le potentiel d'assimilabilité par les arbres de l'azote provenant de la litière et des matériaux organiques en décomposition. On n'a que peu de données sur le comportement ou le sort de l'azote et de ses composés organiques et inorganiques dans les horizons organiques sous les peuplements forestiers.

Jusqu'ici, divers chercheurs ont démontré l'effet positif des précipitations acides sur la croissance des arbres (Tamm et Wiklander, 1980; Abrahamsen, 1980a). Ce phénomène est peut-être attribuable à l'augmentation des concentrations d'azote minéral en solution (Roberge, 1972) ou à une

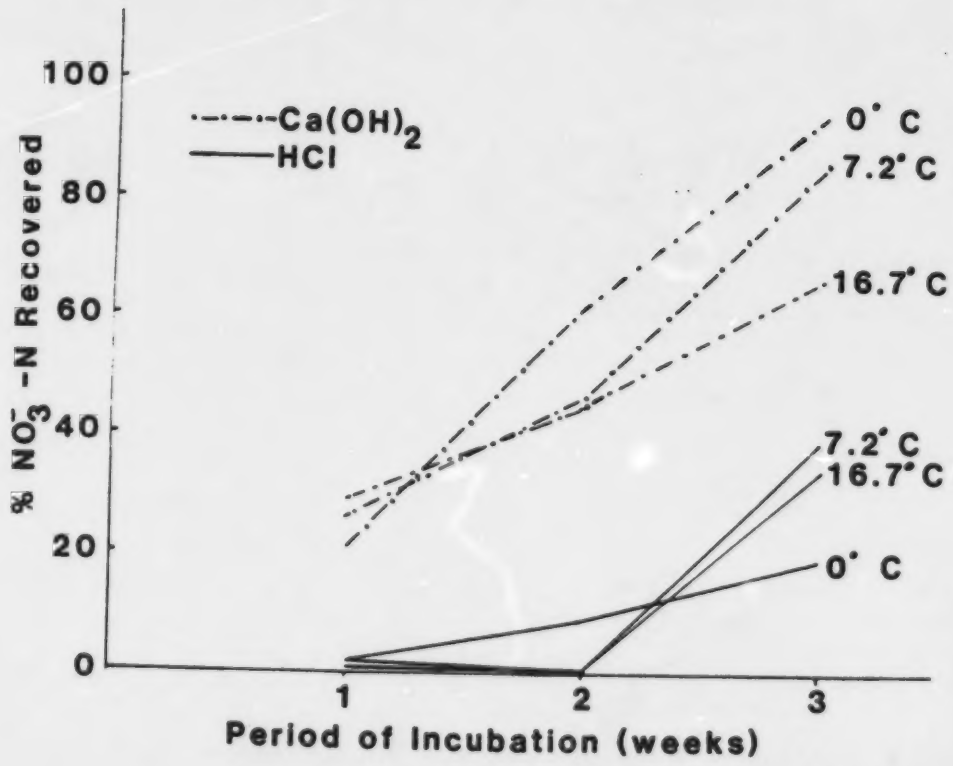


Figure 5. Récupération de l'azote nitrique des matériaux de l'humus brut d'épinette noire extrait avec une solution de 1 N HCl et de $Ca(OH)_2$ saturé.

baisse de la mobilisation de l'azote (Tamm, 1982). Cet effet est sans doute plus manifeste et moins sérieux dans les régions boréales et tempérées du nord que dans le sud. Abrahamsen (1980b) estime néanmoins que les effets à long terme de l'acidification continue de nos écosystèmes est sans doute nuisible à la fois pour nos forêts et pour nos sols. La croissance des arbres peut être gravement ralentie et les sols forestiers largement dégradés en partie à cause de la baisse des processus de transformation de l'azote et de la moindre assimilabilité de l'azote par les arbres. Il se peut également qu'il y ait une baisse générale de l'assimilabilité d'autres éléments nutritifs et une hausse de l'acidification des cours d'eau et des lacs.

Bibliographie

Abrahamsen, G. 1980a. Acid precipitation, plant nutrients and forest growth. Pages 58-63 dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes d'un congrès international, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Abrahamsen, G. 1980b. Effects of acid precipitation on soil and forest 4. Leaching of plant nutrients. Page 196 dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes d'un congrès international, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Abrahamsen, G.; Hovland, J.; Havgar, S. 1980. Effects of artificial acid rain and liming on soil organisms and the decomposition of organic matter.

Pages 341-362 dans T.C. Hutchinson and M. Havas, eds. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Akermans, A. 1979. Dans Symbiotic nitrogen fixers available for use in temperate forestry. Dans Symbiotic nitrogen fixation in the management of temperate forests. Actes d'un atelier tenu du 2 au 5 avril 1979. Oregon State Univ., Corvallis.

Alexander, M. 1980a. Effects of acidity on microorganisms and microbial processes in soil. Pages 363-374 dans T.C. Hutchinson and M. Havas, eds. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Alexander, M. 1980b. Effects of acid precipitation on biochemical activities in soil. Pages 47-52 dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes d'un congrès international, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Bäath, E.; Berg, B.; Lohm, U.; Lundgren, B.; Lundkvist, H.; Rosswall, T.; Söderström, B.; Wirén, A. 1980. Soil organisms and litter decomposition in a Scots pine forest - effects of experimental acidification. Pages 375-380 dans T.C. Hutchinson and M. Havas, eds. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Bäath, E.; Söderström, B. 1980. Degradation of macromolecules by microfungi isolated from different podzolic soil horizons. Can. J. Bot. 58:422-425.

Berg, B.; Staaf, H. 1981. Leaching accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:163-178.

Birch, H.F. 1960. Nitrification in soils after different periods of dryness. Plant Soil 12:81-96.

Bormann, F.H.; Likens, G.E. 1967. Nutrient cycling. Science 155:424-429.

Bowen, G.D.; Smith, S.E. 1981. The effects of mycorrhizas on nitrogen uptake by plants. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:237-248.

Broadbent, F.E. 1970. Variables affecting A values as a measure of soil nitrogen availability. Soil Sci. 110:19-23.

Comité de coordination Canada-États-Unis (sur la pollution atmosphérique transfrontalière). 1983. Groupe de travail 1. Évaluation d'impact. Rapport final.

Carlisle, A.; Brown, A.H.F.; White, E.J. 1966. The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile oak (Quercus petraea) canopy. J. Ecol. 54:87-98.

Clark, F.E. 1981. The nitrogen cycle, viewed with poetic licence. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:13-24.

Cole, D.W.; Rapp, M. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. Dans D.E. Reichle, ed. Dynamic properties of forest ecosystems. Cambridge Univ. Press. I.B.P. 23:411-450.

Dawson, G.A. 1977. Atmospheric ammonia from undisturbed land. J. Geophys. Res. 82:3125-3133.

Dawson, G.A. 1980. Nitrogen fixation by lightning. J. Atmos. Sci. 37:174-178.

Denison, R.; Caldwell, B.; Borman, B.; Eldred, L.; Swanberg,C.; Anderson, S. 1976. The effects of acid rain on nitrogen fixation in Washington coniferous forests. Pages 933-949. Actes du Premier colloque international sur les précipitations acides et les écosystèmes forestiers. USDA Tech. Rep. NE-23.

Denison, W.C. 1979. Lobaria oregana, a nitrogen-fixing lichen in old growth Douglas-fir forests. Dans Symbiotic nitrogen fixation in the management of temperate forests, actes d'un atelier tenu du 2 au 5 avril 1979, Oregon State Univ., Corvallis.

Dodd, J.L.; Lauenroth, W.K. 1981. Effects of low-level SO_2 fumigation on decomposition of western wheatgrass litter in a mixed-grass prairie. Water Air Soil Pollut. 15:257-261.

Environnement Canada. 1981. National inventory of natural sources and emissions of nitrogen compounds. Direction générale de l'assainissement de l'air, Examen technique et économique. EPS 3-AP-80-4. 91 p.

Focht, D.D. 1974. The effect of temperature, pH and aeration of the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen - a zero-order kinetic model. Soil Sci. 118:173-179.

Francis, A.J.; Olson, D.; Bernatsky, R. 1980. Effect of acidity on microbial processes in a forest soil. Pages 166-167 dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes d'un congrès international, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Fried, M.; Dean, L.A. 1952. A concept concerning the measurement of available soil nutrients. Soil Sci. 95:263-271.

Galloway, J.N.; Dillon, P.J. 1983. Effects of acid deposition: the importance of nitrogen. Pages 145-160 dans Ecological effects of acid deposition. Rapport et documents de travail, Conférence de Stockholm 1982 sur l'acidification de l'environnement, Réunion d'experts I. Rapport, SN, PM 1636.

Goldstein, R., chef de projet. 1983. The integrated lake-watershed acidification study. Actes du Congrès annuel de l'ILWAS. EA-2827, projet de recherche 1109-5.

Gosz, J.R. 1981. Nitrogen cycling in coniferous ecosystems. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:405-426.

Hagvar, S. 1980. Effect of acid precipitation on soil and forest. 7. Soil animals. Pages 202-203 dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impacts of acid precipitation. Actes d'un congrès international, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Heal, O.W.; Swift, M.J.; Anderson, J.M. 1982. Nitrogen cycling in United Kingdon forests: the relevance of basic ecological research. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., Ser. B 296:427-444.*

Heinricks, H.; Mayer, R. 1977. Distribution and cycling of major and trace elements in two central European forest ecosystems. J. Environ. Qual. 6:402.

Keeney, D.R. 1980. Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: A literature review. For. Sci. 26:159-171.

Killham, K.; Wainwright, M. 1981. Deciduous leaf litter and cellulose decomposition in soil exposed to heavy atmospheric pollution. Environ. Pollut. (Ser. A) 26:79-85.

Killham, K.; Firestone, M.K.; McColl, J.G. 1983. Acid rain and soil microbial activity: effects and their mechanisms. J. Environ. Qual. 12:133-137.

Knowles, R. 1974. Interpretation of recent ^{15}N studies of nitrogen in forest systems. Dans Forest soils and forest management. Actes du Quatrième Congrès nord-américain sur les sols forestiers, Université Laval, Québec, août 1973. Les Presses de l'Université Laval, Québec

Knowles, R. 1979. Denitrification. Dans E.A. Paul, and J. Ladd, eds. Soil biochemistry, Vol. 5. Marcel Dekker Inc. New York.

Knowles, R. 1981. Denitrification. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:315-330.

Krause, H.H. 1982. Nitrate formation and movement before and after clear-cutting of a monitored watershed in central New Brunswick, Canada. Can. J. For. Res. 12:922-930.

Leetham, J.W.; Dodds, J.L.; Lawnroth, W.K. 1983. Effects of low-level sulfur dioxide exposure on decomposition of Agropyron smithii litter under laboratory conditions. Water Air Soil Pollut. 19:247-250.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. 1978. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York.

Lohm, U. 1980. Effect of experimental acidification on soil organism populations and decomposition. Pages 178-179 dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes d'un congrès international, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Mahendrappa, M.K. 1966. Nature of non-biological decomposition of nitrate in acid media. Thèse de doctorat, Utah State Univ. University Microfilms, Ann Arbor, Michigan.

Mahendrappa, M.K. 1972. Non-biological decomposition of nitrate in forest soils. Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Fredericton (Nouveau-Brunswick), rapp. d'info. M-X-35. 23 p.

Mahendrappa, M.K. 1974. Volatilization of oxides of nitrogen from nitrate-treated black spruce raw humus. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30:522-523.

Mahendrappa, M.K. 1978. Changes in the organic layers under a black spruce stand fertilized with urea and triple superphosphate. Can. J. For. Res. 8:237-242.

Mahendrappa, M.K. 1980. Relationships between different estimates of mineralizable N in organic materials under black spruce stands. Can. J. For. Res. 10:517-522.

Mahendrappa, M.K. 1983. Chemical characteristics of precipitation and hydrogen input in throughfall and stemflow under some eastern Canadian forest stands. Can. J. For. Res. (sous presse).

Mahendrappa, M.K.; Ogden, E.D. 1973. Patterns of ammonia volatilization from a forest soil. Plant Soil 38:257-265.

Mahendrappa, M.K.; Kingston, D.G.O. 1980. Nutrient cycling studies at the Acadia Forest Experiment Station: Establishment and soil characteristics. Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières, Fredericton (Nouveau-Brunswick) rapp. d'info. M-X-113.

Mahendrappa, M.K.; Salonius, P.O. 1982. Nutrient dynamics and growth response in a fertilized black spruce stand. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:127-133.

McBrayer, J.F.; Cromack, K., Jr. 1980. Effect of snow-pack on oak-litter breakdown and nutrient release in a Minnesota forest. Pedobiologia, 20:47-54.

McColl, J.G.; Monette, L.K.; Bush, D.S. 1982. Chemical characteristics of wet and dry atmospheric fallout in northern California. Environ. Qual. 11:585-590.

McFee, W.W.; Stone, E.L., Jr. 1968. Ammonium and nitrate as nitrogen sources for *Pinus radiata* and *Picea glauca*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32:879-884.

Miller, R.J. 1968. Assimilation of nitrogen compounds by tree seedlings. Thèse de doctorat, Université Yale, 1967. University Microfilms, Ann. Arbor, Michigan.

Minderman, G. 1968. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. J. Ecol. 56:355-362.

Morita, H. 1975. Polyphenols in the lime water extractive of peat. Soil Sci. 120:112-116.

Nihlgard, B. 1970. Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a beech and spruce forest in south Sweden. Oikos 21:208-217.

Nommik, H. 1957. Fixation and defixation of ammonium in soils. Acta Agric. Scand. 7:395-436.

Nommik, H. 1965. Ammonium fixation and other reactions involving a nonenzymatic immobilization of mineral nitrogen in soil. Dans W.V. Bartholomew and F.E. Clark, eds. Soil nitrogen. Agronomy 10. Am. Soc. Agron. Inc., Madison, Wisc.

Nommik, H. 1976. Predicting the nitrogen supplying power of acid forest soils from data on the release of CO_2 and NH_4 on partial oxidation. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 7:569-584.

Nommik, H. 1981. Fixation and biological availability of ammonium in soil clay minerals. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:273-280.

Nykvist, N. 1963. Leaching and decomposition of litter. IV: Experiment on needle litter of Picea abies. Oikos. 12:264-279.

Ostman, N.L.; Weaver, G.I. 1982. Autumnal nutrient transfers by retranslocation, leaching and litterfall in a chesnut oak forest in southern Illinois. Can. J. For. Res. 12:40-51.

Roberge, M.R. 1972. Some factors affecting the soluble ammonium-nitrogen content of a black spruce humus. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36:350-353.

Roberge, M.R.; Knowles, R. 1966. Ureolysis, immobilization, and nitrification in black spruce (Picea mariana ([Mill.]) B.S.P.) humus. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30:201-204.

Salonius, P.O. 1972. Microbiological response to fertilizer treatments in organic forest soils. Soil Sci. 114:12-19.

Salonius, P.O.; Mahendrappa, M.K. 1975. Microbial respiration and exchangeable ammonium in podzol organic horizon materials treated with urea. Can. J. For. Res. 5:731-734.

Salonius, P.O.; Mahendrappa, M.K. 1979. Respiration and nitrogen immobilization in forest soil treated with sulfur and urea. Soil Sci. 127:358-364.

Salonius, P.O.; Robinson, J.B.; Chase, F.E. 1967. A comparison of autoclaved and gamma-irradiated soils as media for microbial colonization experiments. Plant Soil 27:239-248.

Salonius, P.O.; Robinson, J.B.; Chase, F.E. 1970. The mutual growth of Arthrobacter globiformis and Pseudomonas fluorescents in gamma-sterilized soil. Plant Soil 32:316-326.

Scheider, W.A.; Dillon, P.J. 1983. Predicting the chemical and physical effects of acidic deposition on aquatic and terrestrial ecosystems -- information needs. Pages 83-114 dans R.C. Pierce, D.M. Whelpdale, and M.G. Sheffer, eds. Colloque sur le contrôle et l'évaluation des polluants atmosphériques axé sur le TGD et le dépôt de matériaux acides, et atelier sur les réseaux de surveillance de l'atmosphère et des précipitations, Ottawa.

Schnitzer, M. 1980. Effects of low pH on the chemical structure and reactions of humic substances. Pages 203-322 dans T.C. Hutchinson and M. Havas, eds.

Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Staaf, H.; Berg, B. 1977. Mobilization of plant nutrients in a Scots pine forest in central Sweden. Sylva Fenn. 11:210-217.

Staff, H.; Berg, B. 1981. Plant litter input to soil. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:147-162.

Stanford, G. 1981. Nitrogen in the cultivated ecosystem. Ecol. Bull. (Stockholm), 33:547-550.

Stanford, G.; Stanislaw, B.; Vanderpol, R.A. 1975. Effect of temperature on denitrification rate in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39:867-870.

Stark, N. 1971. Nutrient cycling: I. Nutrient distribution in some Amazonian soils. Trop. Ecol. 12:24-50.

Stevenson, F.J. 1982. Humus chemistry; genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, New York. 443 p.

Tamm, C.O. 1982. Nitrogen cycling in undisturbed and manipulated boreal forests. Phil. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B 296 419-425.

Tamm, C.; Wiklander, G. 1980. Effect of artificial acidification with sulfuric acid on tree growth in Scots pine forests. Pages 188-189 dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes d'un congrès international, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars 1980.

Tiedje, J.M.; Sorensen, J.; Chang, Y.-Y.L. 1981. Assimilatory and dissimilatory nitrate reduction: Perspectives and methodology for simultaneous measurement of several nitrogen cycle processes. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:331-342.

Verstraeten, L.M.J.; Vlkassak, K.; Livins, J. 1970. Factors affecting the determination of available soil nitrogen by chemical methods -- comparison of extractable carbon with mineralized nitrogen. Soil Sci. 110:365-370.

Wainwright, M. 1980. Effect of exposure to atmospheric pollution on microbial activity in soil. Plant Soil. 55:194-204.

Weetman, G.F. 1961. The nitrogen cycle in temperature forest stands, literature review. P.P.R.I.C. Research Note No. 21. 28 p.

Wijler, J.; Delwiche, C.C. 1954. Investigations on the denitrifying process in soil. Plant Soil 5:155-169.

Williams, S.T.; Gray, T.R.G. 1974. Decomposition of litter on the soil surface. Pages 611-632 dans G.H. Dickinson and G.J.F. Pugh, eds. Biology of plant litter decomposition. Academic Press. New York.

Wollum, A.G., II; Davey, C.B. 1975. Nitrogen accumulation, transformation, and transport in forest soils. Pages 67-106 dans B. Bernier and C.H. Winget, eds. Forest soils and forest land management. Les Presses de l'Université Laval, Québec.

Yawney, H.W.; Leaf, A.L.; Leonard, R.E. 1978. Nutrient content of throughfall and stemflow in fertilizer and irrigated *Pinus resinosa* (Ait.) stands. Plant Soil. 50:443-445.

Yost, D.M.; Russell, H. 1944. Nitrogen, its oxides and sulfides. Pages 41-89 dans Systematic inorganic chemistry. Prentice-Hall Inc., New York.

Analyse

Question : Avez-vous des données quantitatives sur l'étendue de la nitrification des sols forestiers de l'est du Canada -- c'est-à-dire la production de nitrates en kg N $ha^{-1}an^{-1}$?

Réponse : Je n'ai pas connaissance de données de ce type sur les sols forestiers de l'est du Canada. Comme je l'ai fait observer, nous avons trouvé de l'azote nitrique dans la nature et en laboratoire. Je pense qu'il est imprudent de convertir en kilogrammes ces valeurs mesurées dans la solution du sol à propos de laquelle nous n'avons pas de données quantitatives sur le volume. Les échantillons de sol incubés produisent jusqu'à 100 kg NO_3-N $ha^{-1}an^{-1}$ exprimé en poids séché au four. Mais les quantités d'azote nitrique produit étaient différentes dans les couches L, F et H des horizons du sol. Ce matin, M. Ulrich a fait observer que la formation de nitrates sur le terrain avait été constatée après une période de sécheresse. Il a fallu une période de sécheresse avant que nous puissions détecter de l'azote nitrique dans le sol dans des conditions naturelles.

Effets des pluies acides sur les pathologies foliaires et racinaires, les pathogènes du sol et les ectomycorhizes des arbres forestiers

Robert I. Bruck et Steven R. Shafer
Départements de phythopathologie et de foresterie
Université d'État de Caroline du Nord, Raleigh

Résumé

Dans une bonne partie des États-Unis, la chimie des pluies a subi de telles modifications que des niveaux d'acidité jugés insuffisants pour provoquer des effets botaniques aigus pourraient exercer une profonde influence sur l'épidémiologie de nombreux pathosystèmes végétaux.

Il se peut que les pluies acides affectent de fragiles interactions entre l'hôte et le pathogène et modifient de ce fait des réponses prévisibles autrement. Durant ou après un épisode de pluie acide, il peut se produire une baisse de la viabilité des propagules pathogènes, une modification de leur pouvoir parasitaire ou des lésions directes aux plantes hôtes. Certaines preuves donnent à penser que les pluies acides annihilent la fiabilité des spores fongiques ou les détruisent durant les phases d'hivernage, de dissémination, de dépôt, de pénétration ou de colonisation de leurs cycles de vie.

Effets des pluies acides simulées sur la rouille fusiforme

On a étudié les effets des pluies acides simulées sur le développement de *Cronartium quercuum* f.sp. *fusiforme*. Deux descendances uniparentales de *Pinus taeda* ont été exposées à deux épisodes de pluies acides simulées avant et après leur inoculation par les basidiospores du champignon de la rouille. Les lésions aciculaires (nécrose) ont été de 0, 5, 27 et 60 % en association avec des mesures de pH respectivement de 5,6, 4,0, 3,2 et 2,4. Six mois après l'inoculation, on a observé des moyennes de 2,6, 1,6, 1,2 et 0,8 galles tous les 20 arbres aux mêmes pH respectifs. Un nombre sensiblement plus élevé d'arbres exposés aux mesures de pH les plus acides ont affiché "des traits de résistance". Le nombre d'arbres présentant de petites galles "courtes", des zones de réaction, des galles grossières et des infections sans galles baissait en proportion de l'augmentation du niveau d'acidité du pH. Ces constatations indiquent une altération radicale de la physiologie de la rouille du pin sous l'effet des pluies acides.

Effets des pluies acides simulées sur les pathologies racinaires et les pathogènes du sol d'espèces d'arbres forestiers

Action inhibitrice des pluies acides simulées sur l'infection des racines par les zoospores de *Phytophtora cinnamomi*.

Le taux d'infection des racines de lupin (*Lupinus angustifolius*) par les zoospores de *Phytophtora cinnamomi* (Pc) après une exposition à une seule heure de pluie baisse linéairement avec l'augmentation du pH. Les moyennes de traitement calculées à propos des données conjuguées des trois expériences représentaient respectivement 56, 85 et 86 % (pour un pH de 2,4, 3,2 et 4,0) du taux d'infection pour un traitement acide de 5,6.

Le pH final des couches d'eau au-dessus de sol naturellement infecté dans des vases remplis de solutions caractérisées par un pH de 4,0, 5,0 ou 5,6 se situe dans la plage de 5,07 à 5,62. Cependant, les couches d'eau développées à partir de solutions de pH 3,0 avaient des niveaux d'acidité finals oscillant entre 3,85 et 4,11. Avec un sol contenant une forte densité de population initiale de propagules de Pc (P_i élevé), le pourcentage moyen de disques foliaires flottant sur les couches d'eau contaminées par Pc

était respectivement de 98, 99, 97 et 56% pour un pH de 5,6, 5,0, 4,0 et 3,0. Des racines de semis d'*Abies fraseri* ont été placées dans les couches d'eau au-dessus du sol contaminé dans chaque vase. Tous les semis exposés à un sol à fort P_i et les trois exposés au pH le plus élevé ont présenté des symptômes foliaires caractéristiques du pourridié de *Phytophtora* six jours après avoir été plantés. Les symptômes des semis exposés à un pH de 3,0 dans cet essai sont apparus six à 17 jours après la transplantation, mais un des huit arbres de ce groupe n'a jamais présenté le moindre symptôme. Dans le cadre d'un essai à faible P_i, le pourcentage moyen des disques foliaires contaminés par Pc était de 20, 21, 37 et 8 % moyennant un pH respectif de 5,6, 5,0, 4,0 et 3,0. Aucun des semis n'a présenté de symptômes pathogènes au cours d'une période de 60 jours.

Action inhibitrice des pluies acides simulées sur la reproduction asexuée de *Phytophtora cinnamomi*.

Même si les quantités absolues de sporanges formées sur les radicules de lupin étaient supérieures lors de la deuxième de deux expériences identiques, l'ampleur de l'action du pH de la solution de pluie sur le développement des sporanges était parfaitement uniforme. Les équations de lignes pour des numérations normalisées régressées au pH de traitement étaient pratiquement identiques. Par rapport à un pH de 5,6, la production de sporanges associée à un pH de 2,4 était réduite pratiquement de moitié.

Populations de *Phytophtora cinnamomi* dans des colonnes de sol exposées à des pluies acides simulées.

Dans les colonnes exposées à un pH de 5,6, la profondeur du sol était sans effet sur les populations moyennes de Pc. Toutefois, les populations moyennes variaient directement avec la profondeur des colonnes exposées à un pH de 4,0, 3,2 et 2,4. Les pentes des courbes de régression étaient les plus prononcées au pH intermédiaire, ce qui donne à penser qu'un pH de 2,4 affecte les propagules même dans la couche de 4 à 8 cm de profondeur. Des constatations similaires sont ressorties des mesures du pH des eaux résiduaires recueillies en-dessous des colonnes après la dernière exposition. Malgré le peu d'effet des pluies acides observé dans les colonnes de 8 cm, les résultats donnent à penser que les propagules de Pc dans la couche supérieure de 4 cm ont subi des modifications par l'eau qui n'était que légèrement tamponnée par la moindre profondeur des couches du sol. Ces modifications sont camouflées lorsque le sol de cette couche est mélangé à du sol plus profond dont les populations sont inaltérées.

Effets des pluies acides sur les ectomycorhizes des arbres forestiers

On s'emploie actuellement à quantifier ces effets qui seront analysés dans le contexte de la productivité des forêts et des interactions pathogènes.

Évolution des sols forestiers du Québec sous des pH acides (1)

C.R. De Kimpe (2)

[1]Contribution nº 219, Station de recherche de Sainte-Foy
[2]Agriculture Canada, Station de recherche, 2560, boulevard Hochelaga, Sainte-Foy (Québec) G1V 2J3

Résumé

On montre d'abord par quelques exemples de profils typiques, le degré fort variable du développement des sols podzoliques du Québec, en raison surtout de la nature du matériau parental.

On passe ensuite en revue les deux principaux mécanismes qui permettent d'expliquer le mouvement des ions Al^{3+} et Fe^{3+} libérés par la dissolution des minéraux primaires sous l'action des ions H^+. Une première théorie qui fait appel à la formation de complexes organominéraux en présence des acides organiques, ne permet pas d'expliquer tous les types de Podzols. La seconde théorie, plus récente, considère les complexes minéraux aluminosiliciques du type protoimogolite, comme l'agent principal de la translocation de Al dans ces sols.

La dissolution des minéraux primaires et leur transformation en minéraux secondaires, de même que l'évolution de ces minéraux dépend dans une large mesure de l'élimination des cations M^+ et M^{2+} ainsi que du rapport molaire Al_2O_3/SiO_2.

Les Podzols du Québec renferment encore une grande réserve de cations. Cependant, le pouvoir de neutralisation des ions H^+ par ces sols est fonction de la disponibilité de ces cations et de la vitesse de percolation de l'eau dans le sol. Dans les Podzols formés sur till, la conductivité hydraulique saturée est plus élevée dans le solum qu'en profondeur, mais c'est aussi le solum qui est le plus appauvri en cations.

Quelques implications entre propriétés du sol et pouvoir de neutralisation des ions H^+ sont discutées dans le cadre des précipitations acides.

Introduction

Dans la province de Québec, les sols forestiers sont situés principalement dans des régions géomorphologiques, les hautes-terres des Appalaches au sud et les hautes-terres laurentiennes le Bouclier au nord. Les sols agricoles occupent en général les basses-terres, particulièrement les basses-terres du fleuve Saint-Laurent et de la région du lac Saint-Jean (Lajoie, 1975). Dans les hautes-terres, il y a une grande diversité de matériaux originels, mais la poszolisation est le principal processus de formation du sol dans des conditions de drainage allant de bonnes à modérées (Atlas national du Canada, 1974). Ce processus se trouve favorisé par des précipitations supérieures à l'évapotranspiration, de 500 à 900 mm par année (figure 1).

Le degré de développement des sols podzoliques varie considérablement tout comme la sensibilité à l'acidification ou aux solutions acides. Les objectifs du présent exposé sont d'analyser certaines caractéristiques de profils de sols typiques, de résumer les processus qui régissent le développement de sols podzoliques et d'évaluer les effets possibles d'une charge additionnelle de protons sur leur évolution.

Caractéristiques du sol

Le till est le matériau originel de la plupart des sols et, dans les hautes-terres des Appalaches, il est dérivé de schistes, d'ardoises, d'argiles, de grès et de calcaires plus ou moins altérés. Il s'agit de loam sablo-argileux ou d'une texture plus grossière et la réaction va de légèrement acide à modérément alcalin. La présence de calcaire ou de divers minéraux basiques et ultrabasiques dans le till retarde la podzolisation en raison de leur apport considérable de cations. Les horizons B peuvent contenir de forts pourcentages de sesquioxydes extractibles aux pyrophosphates transportés depuis l'horizon Ae, mais l'importante désagrégation du matériau qui se traduit par une forte teneur en argile est la raison pour laquelle de nombreux horizons ne rencontrent pas un des critères de classification d'un horizon podzoliques B, soit un rapport (Fe + Al) pyro (en %) sur argile (en %) $\geq 0{,}05$ (Comité de la classification des sols, 1978). L'exigence équivalente, dans la classification américaine, pour un horizon spodique, est un rapport d'au moins 0,20 (*Soil Conservation Service*, 1975). Toutefois, dans la plupart des sols, lorsque le drainage est bon, le lessivage des bases est important et le solum s'acidifie.

Ces observations s'illustreront par quelques exemples. Dans un sol développé sur un till calcaire (tableau 1, profil Esprit-Saint) le solum est complètement dépourvu de carbonates et il y a un changement brusque dans la réaction du sol au contact de l'horizon riche en carbonates à une profondeur de 28 cm. Dans les horizons B, la teneur en extractibles aux pyrophosphates (Fe + Al) varie de 1,0 à 1,2 %, mais, par ailleurs, le pourcentage d'argile est élevé et le rapport sesquioxyde sur argile est inférieur à 0,05. Néanmoins, ce profil démontre l'intensité du lessivage, donc de l'acidification. On observe une situation différente près du mont Orford, à l'est de Montréal, dans un profil développé sur une roche résiduelle métabalsatique (tableau 2). Le lessivage des bases est plus lent que dans le calcaire et le profil est légèrement moins acide. La teneur en extractibles aux pyrophosphates (Fe + Al) varie de 1,0 à 1,4 % et certains horizons rencontrent les exigences d'un horizon B podzolique (De Kimpe et al., 1983b) en raison d'une désagrégation moindre du matériau originel et d'une teneur en argile de 14 % seulement.

Le matériau originel le plus courant dans les hautes-terres des Appalaches est un till de neutre à légèrement calcaire. Les profils de sol sur ce matériau présentent toutes les caractéristiques d'un sol podzolique typique (tableau 1, profil Arago) et parfois, les horizons B rencontrent également les critères d'un horizon spodique.

Dans les hautes-terres laurentiennes, la nature et la texture du matériau originel sont différentes. Dans l'ouest de la province, certains sols se sont formés sur un till dérivé d'un matériau dolomitique. La dolomite se dissout plus lentement que la calcite et des sols brunisoliques se rencontrent fréquemment. Dans la plus grande partie de la région, toutefois, le till est dérivé de granit et de gneiss. C'est un till grossier, acide, compact et de faible perméabilité. Ce type de till supporte des sols podzoliques qui rencontrent fréquemment les critères d'un horizon B podzolique et spodique, comme le profil Laurentide (tableau 1, profil inférieur) se caractérisant par de grandes quantités de sesquioxydes extractibles aux pyrophosphates, allant de 1,5 % dans l'horizon Bf_2 à 5,8 % dans l'horizon Bhf_2 et des teneurs en argile inférieures à 10 %.

Mécanismes de la podzolisation

Les grands facteurs régissant la formation de sols podzoliques sont le lessivage des bases et le déplacement des ions Al^{3+} et Fe^{3+} libérés des structures minérales par l'altération vers les horizons B.

Figure 1. Carte montrant la précipitation annuelle (ligne continue) et l'évapotranspiration (ligne pointillée) dans l'est du Canada. (D'après: Atlas hydrologique du Canada 1978).

Tableau 1. Propriétés de certains sols pour trois profils développés sur divers matériaux originels

Horizon	Profondeur (cm)	pH (0,01 M $CaCl_2$)	Sable (%)	Argile (%)	$CaCO_3$ (%)	OM (%)	Fe[4]			Al[4]		
							d (%)	o (%)	p (%)	d (%)	o (%)	p (%)
Profile du sol sur un till calcaire, Esprit-Saint, Comté de Rimouski, Hautes-terres des Appalaches[1]												
Ae	0-5	5,2	4,0	34,0	___	2,1	2,4	0,8	0,6	0,2	0,1	0,1
Bt_1	5-10	4,6	6,0	43,0	_	2,3	2,9	1,0	0,9	0,4	0,4	0,3
Bt_2	10-18	4,6	3,0	41,0	___	1,9	3,2	0,9	0,8	0,4	0,3	0,2
Bt_3	18-28	4,7	2,0	42,0	_	1,5	3,4	0,8	0,8	0,4	0,3	0,2
BC	28-35	7,0	7,0	19,0	48	0,6	1,9	0,3	0,1	0,1	0,1	tr
Rk	35	7,4	5,0	13,0	66	tr	1,1	0,2	tr	tr	tr	tr
Series arago, sur un till légèrement calcaire, Saint-Marcel, Comté de l'Islet, Hautes-terres des Appalaches[2]												
Ae	0-10	3,6	50,0	9,0	___	0,5	0,4	0,1	0,1	tr	0,1	tr
Bhf	10-20	4,5	34,0	25,0	___	5,8	2,3	1,7	1,1	1,8	2,2	1,4
Bf	20-30	4,6	45,0	26,0	___	2,1	1,0	0,5	0,3	0,7	0,9	0,5
Aex	30-37	4,7	49,0	15,0	___	0,6	1,0	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3
Btx_1	37-90	5,3	47,0	23,0	_	0,2	1,1	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1
Btx_2	90-180	5,9	49,0	21,0	___	___	1,3	0,5	tr	0,1	0,1	tr
Btx_3	180-240	6,1	51,0	19,0	_	_	1,3	0,4	_	0,1	0,1	_
C	240	7,5	52,0	13,0	1,8	_	1,3	0,3	_	0,1	0,1	_
Profile Laurentide, sur un till acide, Forêt Montmorency, Hautes-terres Laurentiennes[3]												
Ae	0-5	3,5	79,0	1,0	___	1,2	tr	0,1	tr	tr	tr	tr
Bhf_1	5-11	3,6	72,0	7,0	_	15,7	3,5	3,6	3,3	1,4	1,1	1,5
Bhf_2	11-17	4,1	72,0	9,0	___	13,8	3,0	2,8	2,4	3,5	2,8	3,4
Bf_1	17-27	4,2	78,0	5,0	_	6,6	2,1	1,9	1,5	3,0	2,4	2,8
Bf_2	27-40	4,3	68,0	5,0	___	2,8	1,2	1,0	0,6	1,6	1,5	0,9
BC	40-56	4,3	71,0	2,0	___	1,0	0,8	0,6	0,2	0,6	1,0	0,6
C	56-120	4,7	80,0	2,0	___	0,9	0,5	0,5	tr	0,3	0,5	0,2

[1] Adapté de Laflamme et al. (1973)

[2] Adapté de De Kimpe et al. (1976)

[3] Adapté de Bourbeau et Gonzalez (1973)

[4] d: dithionite-citrate-bicarbonate; o: oxalate; p: pyrophosphate

Tableau 2. Profile du sol sur un roche résiduelle métabasaltique, près du Mount Orford, Comté de Brome, Québec[1]

Propriétés des sols

Horizon	Profondeur (cm)	pH (H_2O)	Sand (%)	Clay (%)	$CaCO_3$ (%)	OM (%)	Fe^2			Al^2		
							d (%)	o (%)	p (%)	d (%)	o (%)	p (%)
Ae	0-5	4,8	15,0	12,0	—	11,6	1,7	1,6	1,0	0,4	0,5	0,4
Bm_1-Bfj	5-25	5,0	26,0	14,0	—	2,4	1,8	1,4	0,6	0,8	1,1	0,8
Bm_2Bfj	25-70	5,2	29,0	13,0	—	1,3	1,7	1,3	0,5	0,6	0,8	0,5
BC	70-90	5,7	26,0	13,0	—	0,6	1,1	1,0	0,2	0,3	0,4	0,2
C	90-120	6,0	31,0	10,0	—	0,4	0,9	0,9	0,2	0,2	0,3	0,1

Analyse chimique totale (sol de moins de 2 mm)

Horizon	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	FeO	TiO_2	MnO	CaO	MgO	K_2O	Na_2O	H_2O
	%										
Ah	47,1	16,2	12,5	tr	1,8	0,3	4,6	7,0	0,3	3,7	5,3
Bm_1-Bfj	48,2	18,5	0,3	10,9	1,9	0,3	4,8	8,1	0,4	3,8	2,8
Bm_2-Bfj	49,0	18,2	2,8	8,5	1,8	0,3	4,5	8,3	0,3	4,1	2,3
BC	47,0	18,3	1,0	10,3	1,9	0,2	5,1	9,6	0,2	4,0	1,9
C	46,2	18,3	0,2	11,2	1,9	0,2	6,2	9,5	0,2	4,0	1,5

[1] D'après De Kimpe et al. (1983b)

[2] d: dithionite-citrate-bicarbonate; o: oxalate; p: pyrophosphate

Dans les conditions de pH qui dominent, il n'y a pas de restriction au déplacement des ions comme Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ ou K^+ (figure 2), si ce n'est une rétention possible de certains des ions Mg^{2+} et K^+ dans des structures minérales secondaires ou sur les sites d'échange, comme on le montrera plus loin. La situation est différente pour ce qui est des ions Fe^{3+} et Al^{3+}: aux alentours de pH 4,5, Fe^{3+} est insoluble tandis que Al^{3+} est presque insoluble. Selon une théorie communément acceptée, lorsque ces ions sont libérés dans l'horizon Ae, ils sont mobilisés et déplacés vers les horizons B sous forme de complexes organométallique ou de chélates. De nombreux auteurs ont étudié la formation de ces complexes. Aux fins de la présente étude, il y a lieu de considérer les résultats d'une comparaison entre les effets des acides organiques et minéraux sur l'altération des minéraux. Dans le cadre de ces recherches, Robert et d'autres chercheurs (Robert et al. 1979; Razzaghe et Robert 1979; Robert et al. 1980) ont déterminé les effets de deux acides minéraux et de plusieurs acides organiques de faible poids moléculaire sur la dissolution des minéraux et la complexification de Al. Tous les acides ont été utilisés à une faible concentration ($\sim 10^{-3}$ N) dans des systèmes ouverts et fermés pour reproduire le mieux possible les conditions naturelles. Trois groupes d'acides avaient été définis (figure 3). Dans le premier groupe, quelques acides ont en même temps des propriétés acides et complexantes. Ils peuvent donc extraire des quantités considérables d'Al des minéraux parce que la formation de chélates enlève les ions de la solution (Huang et Keller 1972). Le second groupe comprend un certain nombre d'acides organiques ainsi que les acides minéraux qui ont des propriétés acides seulement. De nombreux acides humiques et fulviques appartiennent à ce groupe. L'extractibilité de l'aluminium

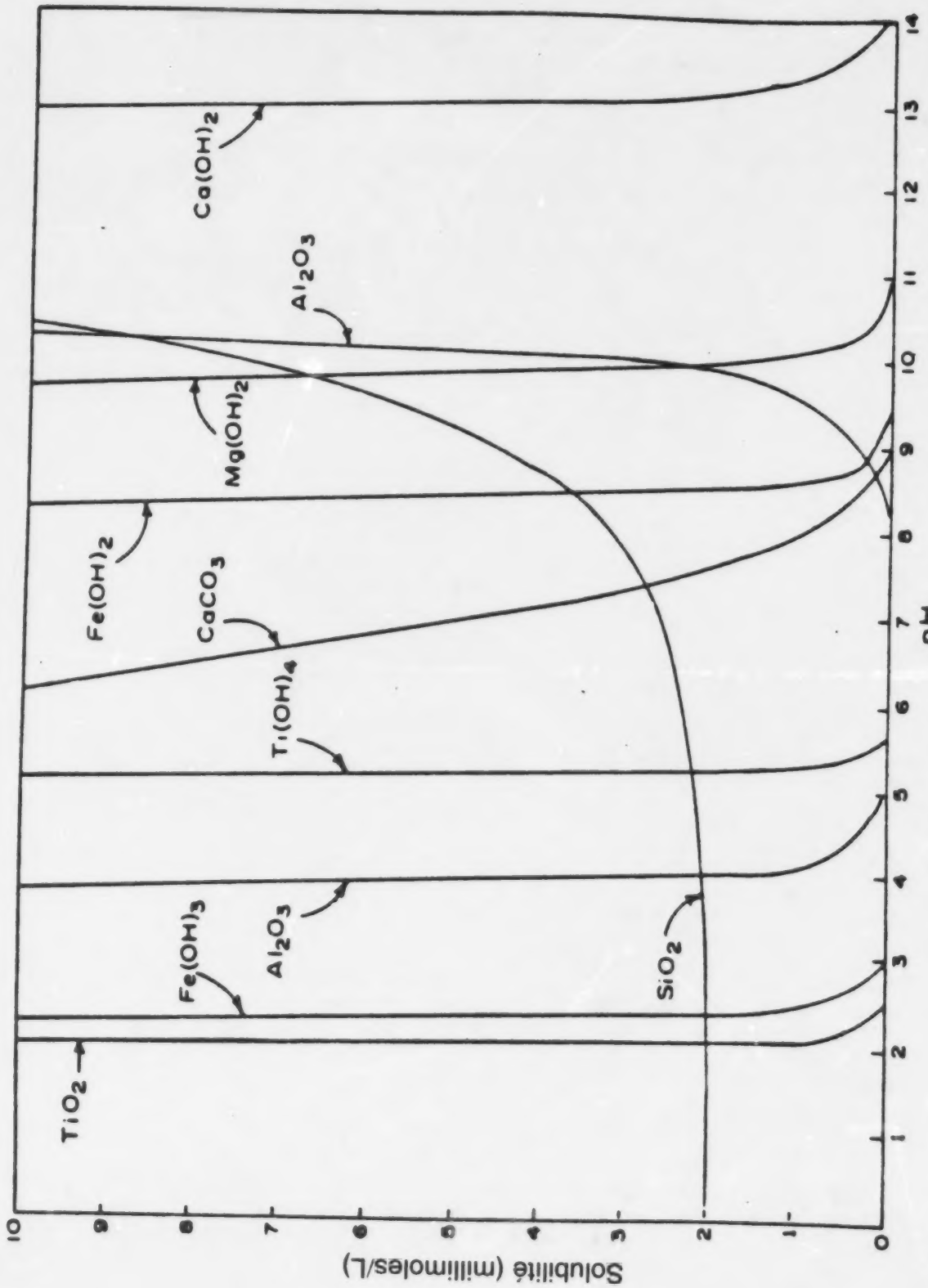


Figure 2. Solubilité de divers cations comme fonction du pH. (D'après: Loughnan 1969).

par ces acides représente de 20 à 30 % de ce qui est obtenu par les acides du premier groupe. Enfin, dans le troisième groupe, les acides ne diffèrent pas beaucoup de l'eau pour ce qui est de leur pouvoir de libérer Al des structures minérales. Les auteurs en ont conclu que les protons ont comme rôle principal et essentiel de rompre les structures et de libérer les cations. La formation de complexes se produit à un stade subséquent et présuppose la présence d'ions Fe et Al dans la solution. Lorsqu'il y a complexification, l'extraction des principaux cations suit la séquence décroissante suivante: $Al^{3+} > Fe^{3+} > Mg^{2+} > Si^{4+}$, tandis qu'en absence de complexification, la séquence devient: $Mg^{2+} > Si^{4+} > Fe^{3+} > Al^{3+}$ (Robert et Veneau 1978).

Ces expériences appuient une différenciation parmi les sols podzoliques formés sous différents types de végétation car la dégradation de la litière produit divers acides organiques. Dans les hautes-terres des Appalaches, sous des feuillus, l'épaisseur de l'horizon Ae dans cinq profils Arago allait de 15 à 27 cm, mais elle était fréquemment inférieure à 10 cm sous des conifères (De Kimpe, données non publiées). Une observation semblable a été signalée pour des sols sod-podzoliques provenant du sud de la taiga en URSS (Gerazimova 1981). Un autre effet de la végétation est une différence dans la répartition de Al et Fe dans les horizons B podzoliques (De Kimpe et Martel 1976), ce qui peut s'expliquer par la nature des produits de dégradation de l'humus sous les deux types de végétation (Robin et al. 1981).

La théorie qui précède, selon laquelle les complexes organométalliques sont le principal facteur responsable de la formation des horizons B podzoliques, ne peut expliquer de façon satisfaisante la formation d'horizons Bf ou Bs riches en allophane (Farmer 1982). La présence d'imogolite et d'allophane dans la partie inférieure des profils (Brydon et Shimoda 1972) ont amené Farmer et d'autres chercheurs (Farmer et al. 1980; Anderson et al. 1982) à conclure que l'aluminium est transporté vers les horizons inférieurs sous forme d'aluminosilicate (protoimogolite): dans des solutions acides diluées, à pH < 5, les cations hydroxyaluminium réagissent avec l'acide orthosilicique pour former la protoimogolite dans laquelle le rapport Al/Si est d'environ 2. Ces complexes Fe_2O_3 - SiO_2 - H_2O correspondants et ils ont la stabilité colloidale nécessaire pour transporter les ions Al^{3+}, Si^{4+} et, dans une moindre mesure Fe^{3+}, dans les podzoles. Ce processus est particulièrement important pour expliquer la mobilité de Al^{3+} à des pH supérieurs au pH des précipitations sans contribution de matières organiques ni, dans ce contexte, des précipitations acides. La formation de protoimogolite exige la dissolution de minéraux porteurs de Al et Si, dans un stade initial, ce qui peut également se faire par les acides organiques et les acides minéraux.

Selon cette «théorie minérale de la podzolisation», il y a encore place pour les complexes organométalliques. La fixation des molécules organiques serait subséquente à la migration des complexes minéraux (Anderson et al. 1982). Pendant les prériodes de fortes plusies, les colloides organiques vont se combiner avec les cations minéraux dans la partie supérieure des horizons B où ils coagulent. Pokojska (1979) a déterminé qu'un rapport $(\%C\,(FA_{1a,1} + HA_1))$ sur $\%\,R_2O_3$ libre de 2 était la limite inférieure de mobilité pour les complexes organométalliques. Dans les horizons Ao et Ae des sols podzoliques, cet auteur a déterminé des rapports allant de 31,9 à 2,1, qui tombaient à des rapports variant entre 1,8 et 0,1 dans les horizons Bh où les complexes étaient immobilisés. Ces observations sont dans la ligne de la répartition générale de la matière organique dans les horizons B poszoliques où le pourcentage décroît rapidement avec la profondeur. Certaines des implications de la théorie minérale de la podzolisation en relation avec les apports acides seront étudiées dans une autre section.

Minéralogie du sol

De tous les types de sols au Canada, ce sont les podzols qui démontrent le plus haut degré d'altération minérale, suivis à un degré moindre, par les brunisols et les gleysols (Kodama 1979). On considère souvent que les sols brunisoliques, en particulier, évoluent vers les podzols, mais il

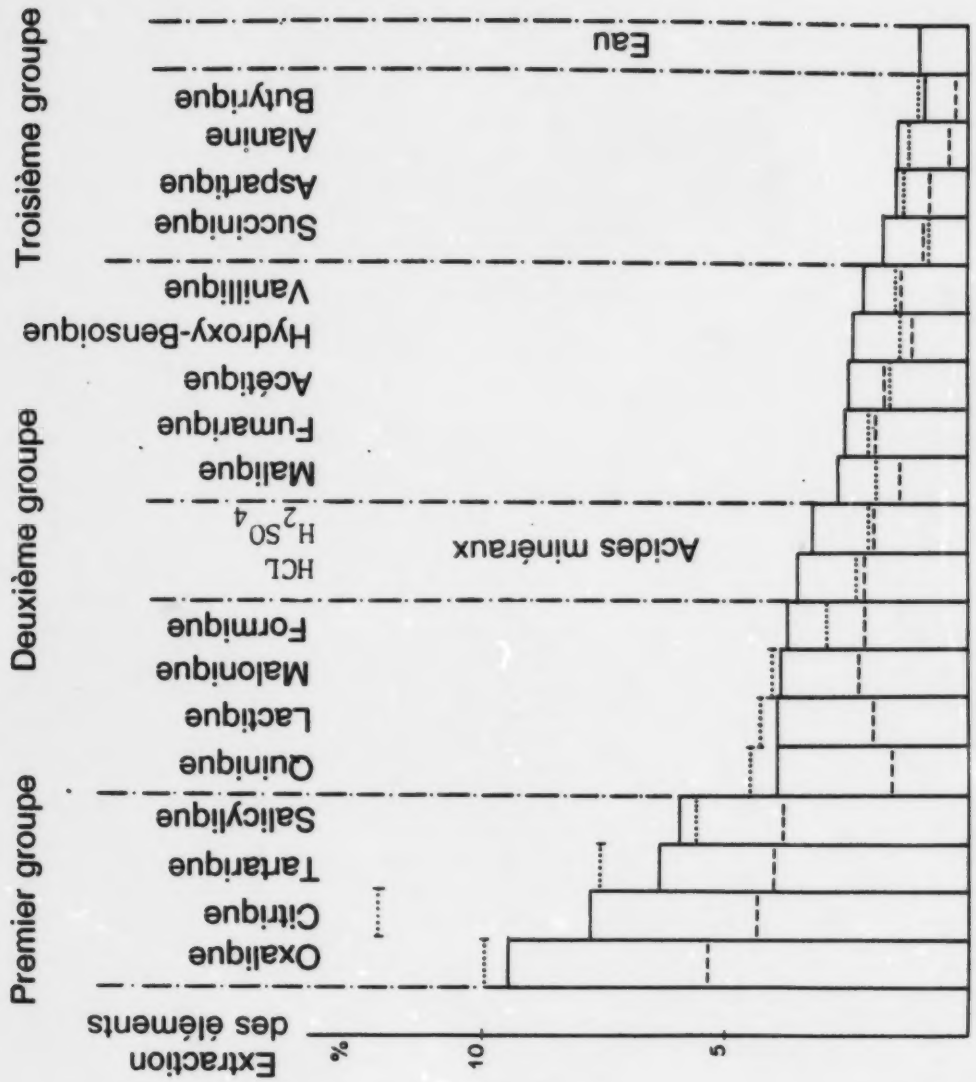


Figure 3. Solubilité d'une phlogopite par divers acides minéraux et organiques. (D'après: Robert et al 1969).

leur manque l'expression minimum requise pour rencontrer les critères de cet ordre. De plus, ils se développent fréquemment sur des matériaux moins dépourvus de cations et, par conséquent, sont moins susceptibles à l'altération par les acides.

Les transformations minéralogiques doivent être envisagées dans chaque environnement particulier. Dans le sous-sol du Bouclier canadien et des hautes-terres laurentiennes, dérivées du granit et du gneiss, les principaux minéraux primaires sont le quartz, le feldspath, les amphiboles et les pyroxènes. Les micas sont les phyllosilicates les plus abondants, suivis, en ordre décroissant, de minéraux interstratifiés, de vermiculite, de smectite de même que de chlorite et de kaolinite. Dans les hautes-terres des Appalaches, l'abondance de phyllosilicate dans les sous-sols indique que les micas sont dominants, suivis par la chlorite et la kaolinite (Kodama 1979). Du point de vue des transformations minérales, deux types de sols podzoliques se retrouvent au Québec:

type (1): où il y a disparition complète ou presque complète de la chlorite de l'horizon Ae et augmentation des minéraux argileux gonflants dans les mêmes horizons,

type (2): se caractérise par la présence de quantités notables de chlorite héritée et aussi par l'augmentation de minéraux gonflants.

Le second type est généralement associé avec un degré moindre de maturité des sols et il s'observe plus communément dans les sols podzoliques des basses-terres.

Sous l'effet de l'altération par les acides, les chlorites sont décomposées et les cations sont évacués vers les horizons B où ils contribuent à la formation de minéraux secondaires, soit d'espèce unique, comme la vermiculite, soit interstratifiés, vermiculite-chlorite ou smectite-chlorite. Lorsque les illites et les autres micas sont privés de leur intercalation K^+, elles se transforment en minéraux argileux gonflants, particulièrement en smectite dans l'horizon Ae (Brydon et al. 1968). Sous un lessivage intense et un faible pH, la kaolinite, un des minéraux argileux les plus simples, avec la composition $Al_2O_3 \bullet 2SiO_2 \bullet 2H_2O$, devrait être le produit ultime de l'altération. Cette hypothèse a été mise à l'essai dans six profils bien développés provenant des hautes-terres laurentiennes. Dans quatre de ces profils, la kaolinite était présente sous forme de traces seulement. Dans les deux autres profils, la teneur en kaolinite atteignait un maximum dans l'horizon Ae (Tableau 3). Toutefois, dans le profil 5, on a aussi observé un second maximum dans l'horizon C ce qui jette un certain doute sur la formation de ce minéral argileux dans l'horizon Ae, de préférence. Selon une autre hypothèse, la kaolinite serait un minéral résiduel qui a été incorporé au till durant l'époque glaciaire wisconsinienne. La présence de roches résiduelles anciennes à fort pourcentage de kaolinite appuie cette hypothèse.

La teneur en minéraux primaires, feldspaths, pyroxènes et amphiboles décroît généralement vers la surface dans les sols podzoliques tandis que la teneur en quartz est couramment le plus élevée dans l'horizon Ae. L'altération des minéraux primaires s'amorce par une diminution des cations résultant d'une substitution H^+/Ca^{2+}, Mg^+ (Schott et al. 1981). Divers minéraux secondaires peuvent être produits comme l'indiquent les réactions suivantes pour quelques minéraux:

Acidification et évolution du sol

Dans les sols podzoliques, les minéraux primaires résiduels comme le feldspath et la hornblende, même s'ils décroissent vers la surface, sont fréquemment signalés même dans la fraction fine du solum et la smectite est le produit de dégradation courant dans l'horizon Ae. Cet assemblage minéral indique que les sols podzoliques du Québec n'ont pas atteint le stade ultime d'altération et qu'ils conservent un certain pouvoir de neutralisation des ions H^+. Il y a donc plusieurs incidences qui seront maintenant examinées. Deux grands facteurs déterminent le pouvoir de neutralisation d'un sol: la disponibilité des cations et la vitesse de percolation de la solution dans le sol.

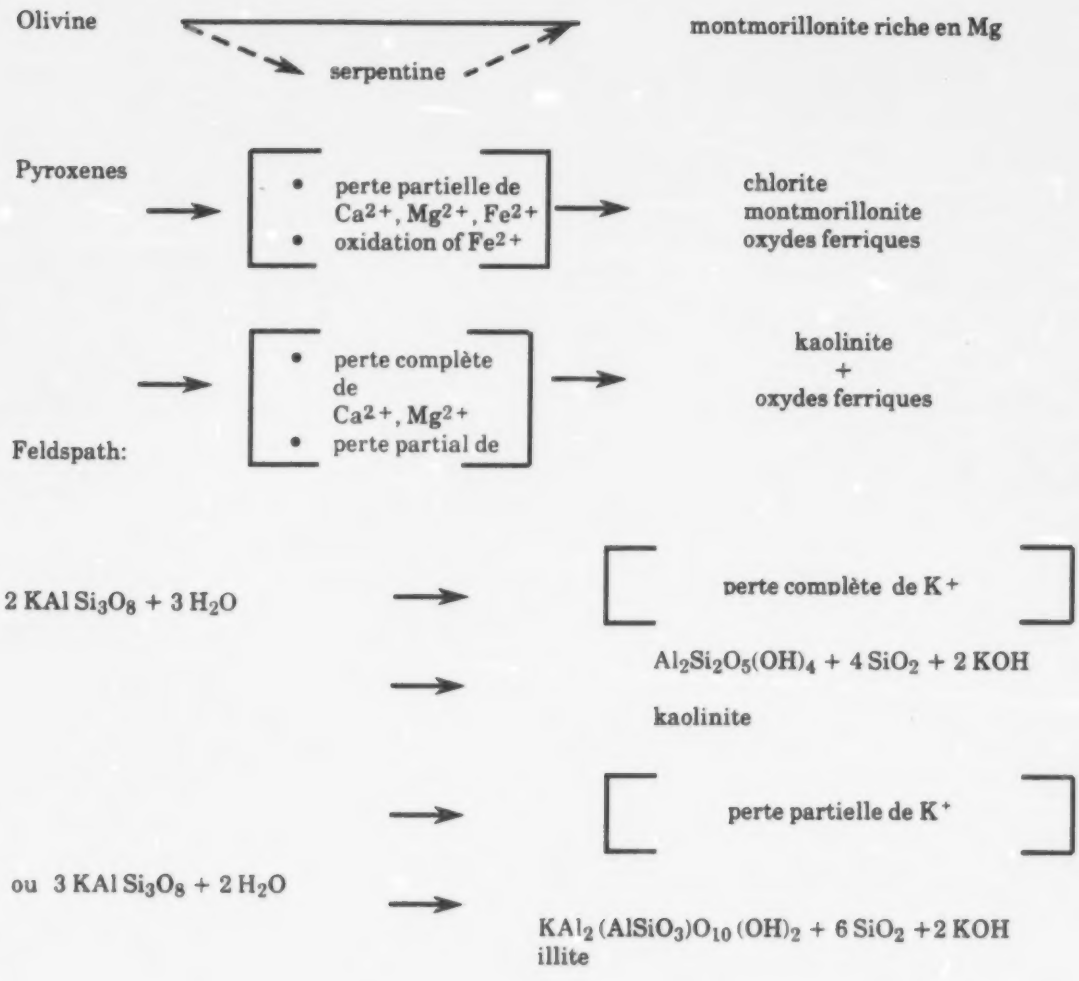
Tableau 3. Teneur en kaolinite dans deux profils Sainte-Agathe profiles[1]

	Horizon	Teneur en kaolinite (%)
Profile 1	LFH	1,0
	Ah (Ae)	0,8
	Ae	1,4
	Bf_1	0,7
	Bf_2	0,3
	BC	0
	C	0
Profile 9	LFH	1,5
	Ae	4,0
	Bhf	3,0
	Bf	1,7
	C	5,1

[1] D'après C.R. De Kimpe et N. Miles, données non publiées

La disponibilité des cations est extrêmement variable dans le profil. Elle dépend du pourcentage et de la taille des particules, donc de la superficie des minéraux primaires altérables, ainsi que de la nature, de la superficie spécifique et du pouvoir d'échange cationique des minéraux secondaires. La saturation basique dans le solum varie généralement entre 40 et 60 % du pouvoir d'échange et elle atteint 100 % dans le matériau originel. La teneur en argile peut varier entre 15 et 40 % dans les sols podzoliques des hautes-terres des Appalaches tandis qu'elle est fréquemment inférieure à 15 % dans les sols des hautes-terres laurentiennes. On peut donc s'attendre à retrouver une disponibilité très variable des cations dans les divers sols. Des études expérimentales sur l'altération de l'amphibole et du pyroxène (Schott et al. 1981; Berner et Schott 1982) ont démontré que les échanges H^+/cations se font très rapidement. Dans trois profils développés sur du métabasalte et semblables à celui présenté auparavant (tableau 2), des relations significatives ont été obtenues entre les valeurs de pH mesurées après un contact de 30 minutes dans un sol 1:1 : mélange d'eau et pourcentages totaux CaO ($r = 0,748^{**}$), CaO + MgO ($r = 0,877^{**}$) et CaO + MgO + Na_2O ($r = 0,811^{**}$) déterminés d'après l'analyse chimique totale (De Kimpe et al. 1983b). Ces pH (tableau 2) étaient en-dessous du niveau d'abrasion qui, pour des minéraux contenant des ions M^+ et M^{2+}, devraient être alcalins (Stevens et Carron 1948; Grant 1969). Néanmoins, les relations démontrent la capacité du sol de libérer des cations et de neutraliser les protons lorsque la texture du matériau est suffisamment fine. Dans les sols podzoliques, toutefois, le développement d'horizons Ae réduit la quantité de cations disponibles dans le solum. Les minéraux gonflants ayant une capacité d'échange cationique (CEC) supérieure à 100 meq/100 g d'argile peuvent retenir certains ions Ca^{2+} et Mg^{2+} pour la neutralisation de H^+, mais lorsqu'ils sont complètement dépourvus de cations échangeables, qui sont alors remplacés par Al^{3+} et H^+, la smectite devient aussi susceptible à l'hydrolyse.

Le second grand facteur de neutralisation par les acides est la vitesse de percolation de l'eau dans le sol, particulièrement dans les horizons qui fournissent les plus grandes quantités de cations. La conductivité hydraulique saturée a été mesurée dans certains profils (Mehuys et De Kimpe 1976) et, en général, les valeurs décroissent considérablement au contact entre le solum et le matériau originel, en fonction iinverse de la densité apparente (figure 4). Il en résulte un suintement abondant à ce niveau au printemps et à l'automne. Plus d'eau circule dans le solum l≐a où la vitesse de percolation de l'eau et la teneur en cations disponibles sont moins grandes qu'en profondeur; en conséquence, la concentration en électrolyte dans l'eau qui percole dans le solum est plus faible que



Ces réactions indiquent que le produit final dépend considérablement du degré de lessivage des captions Ca^{2+}, Mg^{2+}, et K^+ du profil et sur le rapport Al_2O_3/SiO_2.

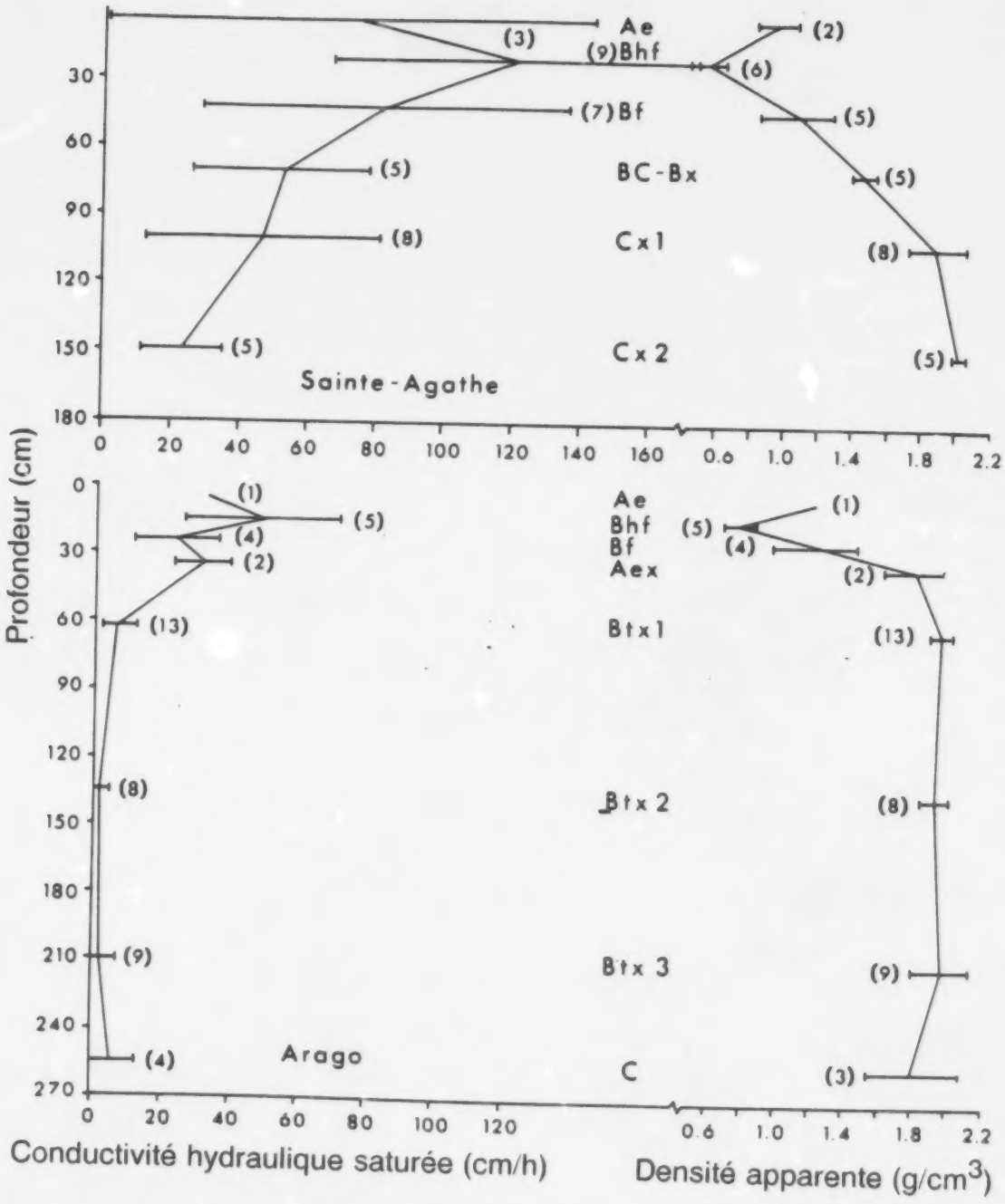


Figure 4. Conductivité hydraulique saturée et densité apparente de divers horizons de sols podzoliques des Laurentides (Sainte-Agathe) et des Appalaches (Arago). (D'après: Mehuys et De Kimpe 1976).

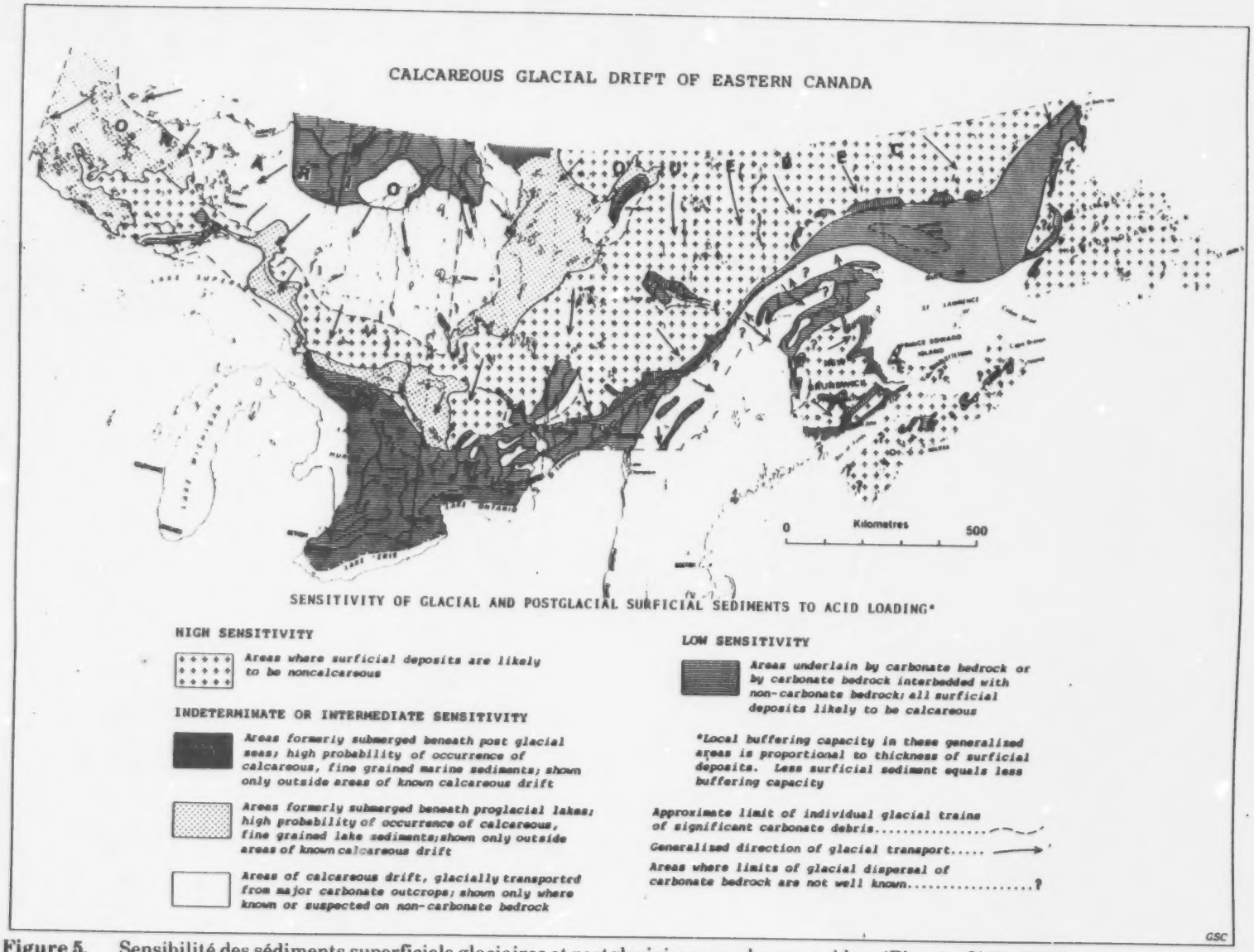


Figure 5. Sensibilité des sédiments superficiels glaciaires et postglaciaires aux charges acides. (D'après: Shilts 1981).

dans l'eau courante en profondeur. Les mesures de la concentration d'électrolyte près du lac Laflamme, dans la forêt Montmorency, ont confirmé cette observation. Dans l'eau recueillie de piéxomètres à faible profondeur (moins de 1 m), la concentration (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) allait de 0,2 à 0,4 meq/1 tandis que dans l'eau recueillie de piézomètres en profondeur (plus de 10 m), la teneur en cations variait entre 0,6 et 0.75 meq/a (L.M. Assaria, communication personnelle, 1983). Dans le dernier cas, la vitesse de percolation de l'eau dans les sol était plus lente et l'eau se déplaçait dans un matériau saturé en base. Une faible teneur en électrolyte concordait également avec les données de Shilts (1981) concernant la sensibilité de la roche-mère et des sols dérivés aux précipitations acides dans le sud-est du Canada.

Enfin, un autre effet de l'acidification du sol est une contribution des aluminosilicates à la cimentation du sous-sol. La migration de ces complexes vers les horizons B inférieurs, comme le suggèrent Farmer et al. (1980) peut favoriser la formation d'horizons moins perméables. Des horizons de transitions duriques-fragiques ont été décrits dans plusieurs sols podzoliques du Québec (Pagé et al. 1979) et la présence d'aluminosilicate peut vraisemblablement ajouter à l'induration des horizons fragiques (De Kimpe et al. 1983a) et aussi à une diminution supplémentaire de la quantité d'eau percolant dans le sous-sol.

Conclusions

La podzolisation est un processus naturel qui résulte en une forte acidification du solum et en une perte des bases et des éléments nutritifs (Haman 1977). Les grands processus qui régissent la formation de sols podzoliques sont la dissolution des minéraux primaires et le lessivage des bases.

La mobilité de Al et Si est supérieure à ce que l'on croyait généralement parce que les complexes aluminosilicates minéraux comme la protoimogolite sont moins sujets à l'immobilisation que les complexes organométalliques (Farmer 1982).

On a calculé (Bache 1983) que la transformation complète de 1 m^3 de granit en kaolinite et en silice soluble peut neutraliser 9 keq d'ions H^{+}. Ce chiffre, ou une valeur qui s'en rapproche, peut probablement aussi s'appliquer au till non altéré des hautre-terres laurentiennes et certainement aux hautes-terres des Appalaches. Dans les tills profonds, il y a donc un fort pouvoir de neutralisation des acides, mais son efficacité est considérablement réduite par l'accessibilité limitée des horizons inférieurs aux eaux qui percolent.

Dans des conditions naturelles, les sols podzoliques devraient atteindre un équilibre, mais il est très difficile d'en prédire l'évolution en présence d'une charge supplémentaire d'ions H^{+} provenant des précipitations acides.

Ouvrages de référence

Anderson, H.A.; Berrow, M.L.; Farmer, V.C.; Hepburn, A.; Russell, J.D.; Walker, A.D. 1982. A reassessment of podzol formation processes. J. Soil Sci. 33:125-136.

Bache, B.W. 1983. The implications of rock weathering for acid neutralization. Pages 175- 187 in Ecological effects of acid deposition. Nat. Swedish Environ. Protection Board. Rapport PM 1636.

Berner, R.A.; Schott, J. 1982. Mechanism of pyroxene and amphibole weathering. II. Observations of soil grains. Am. J. of Sci. 282:1214-1231.

Bourbeau, G.A.; Gonzalez, A. 1973. Pages 28-29 in Guide for the fieldtrip, 4th North Am. Forest Soils Conf. Août 1973, Université Laval, Sainte-Foy, Québec.

Brydon, J.E.; Kodama, H.; Ross, G.J. 1968. Mineralogy and weathering of the clays in Orthic Podzols and other Podzolic Soils in Canada. Trans. 9th Int. Cong. Soil Sci., Adelaide 3:41-51.

Brydon, J.E.; Shimoda, S. 1972. Allophane and other amorphous constituents in a Podzol from Nova Scotia. Revue canadienne de la science du sol 52:465-475.

Comité de classification des sols 1978. Revue canadienne de la science du sol. Le système canadien de classification des sols. Canada. Ministère de l'Agriculture. Publ. 1646. Approvisionnements et Services Canada. 164 p.

De Kimpe, C.R.; Bourbeau, G.A.; Baril, R.W. 1976. Pedological aspects of till deposits in the province of Quebec. Pages 156-169 in Glacial Till, Legget, R.F. éd. Soc. royale du Canada, publication spéciale nº 12.

De Kimpe, C.R.; Laverdière, M.R.; Dejou, J. 1983a. Distribution of silica sesquioxides, and clay in Quebec Podzolic soils and their effects on subsoil cementation. Soil Sci. Soc. Amer. J. (sous presse).

De Kimpe C.R.; Laverdière, M.R.; Dejou, J.; Lasalle, P. 1983b. Podzolization on acidic and basic parent materials in southern Quebec, Canada. Prés. à Geoderma.

De Kimpe, C.R.; Martel, Y.A. 1976. Effects of vegetation on the distribution of carbon, iron and aluminum in the B horizons of Northern Appalachian Spodosols. Soil Sci. Soc. Am. J. 40:77-80.

Farmer, V.C. 1982. Significance of the presence of allophane and imogolite in Podzol B_s horizons for podzolization mechanisms: a review. Soil Sci. Plant Nutr. 28(4):571-578.

Farmer, V.C.; Russell, J.D.; Berrow, M.L. 1980. Imogolite and protoimogolite allophane in spodic horizons: evidence for a mobile aluminum silicate complex in podzol formation. J. Soil Sci. 31:673-684.

Gerasimova, M.I. 1981. Podzolization of sod-podzolic soils in the Southern taiga regions of the european USSR. Pochvovedeniye, 9:19-27.

Grant, W.H. 1969. Abrasion pH, an index of chemical weathering. Clays et Clay Min. 17:151-155.

Haman, F. 1977. Effects of percolating water with graduated acidity upon the leaching of nutrients and the changes in some chemical properties of mineral soils. J. of Scientif. Agric. Soc. Finlande 49:250-257.

Huang, W.H.; Keller, W.D. 1972. Organic acids as agents of chemical weathering of silicate minerals. Nature 239:149-151.

Kodoma, H. 1979. Clay minerals in Canadian Soils: their origin, distribution and alteration. Revue canadienne de la science du sol. 59:37-58.

Laflamme, G.; Baril, R.; De Kimpe, C.R. 1973. Caractérisation d'un podzol humo-ferrique, luvisolique et lithique à Esprit-Saint, comté de Rimouski, Québec. Revue canadienne de la science du sol. 53:145-154.

Lajoie, P.G. 1975. Publication d'Agriculture Canada. Distribution, étendue et qualité. Les terres agricoles du Québec méridional. 62 p.

Mehuys, G.R.; De Kimpe, C.R. 1976. Saturated hydraulic conductivity in pedogenetic characterization of Podzols with fragipans in Quebec, Geoderma 15:371-380.

Atlas national du Canada. 1974. Publ. par Énergie, Mines et Ressources Canada. Ottawa (Ont.).

Page, F.; Rompre, M.; Bourbeau, G.A.; De Kimpe, C.R. 1979. Genèse d'un horizon profond faiblement cimenté dans un podzol sableux des basses-terres du Québec. Revue canadienne de la science du sol. 59:105-117.

Pokojska, V. 1979. Geochemical studies on podzolization. I. Podzolization in the light of the profile distribution of various forms of iron and aluminum. Poczniki Gleboznawcze 30, 1:189-215.

Razzaghe, M.K.; Robert, M. 1979. Géochimie des éléments majeurs des micas en milieu organique: mécanismes de l'altération des silicates. Ann. Agron. 30(6):493-512.

Robert, M.; Razzaghe, M.K.; Vicente, M.A.; Veneau, G. 1979. Rôle du facteur biochimique dans l'altération des minéraux silicatés. Science du sol. 2-3:153-174.

Robert, M.; Veneau, G. 1978. Stabilité des minéraux phylliteux 2/1 en conditions acides. Rôle de la composition octaédrique. Int. Clay Conf. Proc., Mortland, M.M. et Farmer, V.C. eds. Developmkents in Sedimentology 27, pages 385-394.

Robert, M.; Veneau, G.; Berrier, J. 1980. Solubilisation comparée des silicates, carbonates et hydroxydes en fonction des conditions du milieu. Bull. Minéral. 103:324-329.

Robin, A.-M.; Bruckert, S.; Dupuis, T. 1981. Genèse et évolution des sols podzolisés sur affleurements sableux du Bassin Parisien. Science du sol, 4:331-345.

Schott, J.; Berner, R.A.; Sjoberg, E.L. 1981. Mechanism of pyroxene and amphibole weathering. I. Experimental studies of Iron-free minerals. Geochem. Cosmochim. Acta 45:2123-2135.

Shilts, W.W. 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides: modifications dues aux phénomènes glaciaires. Étude nº 81-14 de la Commission géologique du Canada. 81-14, 7 p.

Soil Conservation Service 1975. Soil Taxonomy. Agriculture Handbook nº 436. U.S. Dept. Agric. Washington, D.C.

Stevens, R.E.; Carron, M.K. 1948. Simple field test for distinguishing minerals by abrasion pH: Am. Mineral. 33:31-49.

Wilson, M.J. 1975. Chemical weathering of some primary rock-forming minerals. Soil Sci. 119(5):349-355.

Séance technique VI
Incidences des pluies acides sur les écosystèmes forestiers

Les dépôts acides et le cycle des éléments dans les forêts de l'est de l'Amérique du Nord

N.W. Foster, J.A. Nicolson et I.K. Morrison
Service canadien des forêts
Sault Ste-Marie (Ontario)

Résumé

L'état actuel des connaissances sur la relation entre l'acidité de l'air et les substances acidifiantes d'une part et les mouvements de corps simples d'autre part dans les grandes forêts du nord-est américain est analysé. Le point de repère est une forêt de feuillus tolérants arrivés à maturité reposant sur une moraine acide bien drainée dans le bassin versant de Turkey Lakes dans le nord de l'Ontario. Les mouvements d'azote (N) et de soufre (S) entre les pools des éléments dans l'écosystème sont mis en relief en raison de l'association entre des formes d'azote et de soufre et les pollutions acides. Le turnover de l'azote (env. 45 kg ha^{-1} an^{-1}) dans l'écosystème forestier de référence est très nettement supérieur à l'apport d'azote atmosphérique (env. 12 kg ha^{-1} an^{-1}) et l'exportation d'azote dans les eaux d'écoulement (env. 7 kg ha^{-1} an^{-1}). C'est ainsi qu'un cycle fermé de l'azote est maintenu dans cette vieille forêt de feuillus vierge. Le bilan apport/élimination de soufre sulfaté (SO_4-S) dans le bassin versant est en gros équilibré. Les concentrations de sulfate équivalent à 70 % des concentrations totales de cations basiques sur la base du poids de combinaison, dans l'eau du sol en-dessous de la zone racinaire de la forêt de référence. Aux niveaux actuels, les apports atmosphériques de SO_4-S contribuent de manière appréciable aux pertes de cations basiques (potassium (K), calcium (Ca), magnésium (Mg) et sodium (Na)) de la zone racinaire de nombreux écosystèmes de l'est. Une baisse de la quantité de SO_4-S pénétrant dans les sols forestiers de l'est permettrait sans doute de réduire les pertes de cations dans ces écosystèmes.

Introduction

Dans un écosystème forestier naturel, le cycle des éléments entre le sol et la végétation maintient la composition chimique de la solution du sol dans un état qui lui permet de répondre aux besoins nutritifs d'une forêt productive. Les éléments de base du cycle d'un bioélément sont : son apport dans l'écosystème depuis l'atmosphère et son altération minérale; son assimilation par les arbres et autres végétaux dans le sol; et son transfert des arbres au sol par une variété de processus dont le dépôt de la litière, le lessivage dans le couvert au sol par les précipitations, la mue des racines et l'entraînement en dehors de la zone racinaire des arbres qui va de pair avec le lessivage du sol. Les réserves nutritives de l'écosystème augmentent lorsque les apports atmosphériques s'incorporent dans le cycle et que les entraînements hors de la zone racinaire de l'arbre sont minimisés.

Depuis dix ans, on s'inquiète de l'importance des précipitations acides dans les forêts du nord-est américain. Parallèlement a cette prise de conscience, on se demande si les pluies acides sont capables de modifier les cycles des éléments nutritifs de manière à acidifier le sol et l'eau du sol qui deviennent par conséquent moins favorables à la croissance des forêts. Par exemple, une hausse de l'acidité de l'eau du sol risque d'abaisser l'assimilabilité de l'azote (N), du phosphore (P) et des cations basiques (potassium (K), calcium (Ca), magnésium (Mg) et sodium Na)) et d'accroître la solubilité des oligo-éléments comme le manganèse (Mn) et l'aluminium (Al).

L'objectif de cette communication est d'analyser l'état actuel des connaissances sur la relation entre l'acidité de l'air et les mouvements d'éléments dans les principales forêts du nord-est américain. Si nous avons mis en relief l'azote et le soufre, c'est en raison de l'association de plusieurs formes de ces éléments avec les pollutions acides. Nous avons pris pour point de repère une forêt de feuillus tolérants arrivés à maturité poussant sur une moraine acide bien drainée dans le nord de l'Ontario.

La forêt est située dans le bassin versant de Turkey Lakes (lat. 47°03'N; long. 84°25'O), station de recherche entretenue par le Service canadien des forêts et d'autres organismes qui font des études sur les pluies acides. Les données se rapportent à un sous-bassin de 7 hectares, le bassin versant 31, sur lequel pousse une vieille forêt d'érables à sucre (Acer saccharum Marsh.) et de bouleaux jaunes (Betula alleghaniensis Britton) ayant une surface terrière de 28,6 m^2 ha^{-1}, dont 82 % est constitué d'érables dont les arbres dominants ont entre 120 et 180 ans d'âge. Les sols sont des podzols orthiques humo-ferriques et ferro-humiques (des haplorthods typiques), d'origine basaltique et granitique. Outre les données sur Turkey Lakes, nous avons intégré dans cette étude des données sur les cycles des éléments nutritifs des forêts des lieux suivants : région des lacs expérimentaux (ELA) d'Orient Bay et de Dorset (Ontario); Huntington Forest (New York); Hubbard Brook et Mount Moosilauke (New Hampshire); Coweeta (Caroline du Nord); et Walker Branch (Tennessee) (figure 1).

Apports

Pour bien mettre en perspective les dépôts acides sur les bassins versants de l'est de l'Amérique du Nord (tableau 1), il est utile de procéder à des comparaisons avec l'Alaska, État distant des fortes activités industrielles, et avec Solling, en Allemagne de l'Ouest, qui est proche d'une région de forte activité industrielle. Les concentrations d'hydrogène (H), de sulfate (SO_4) et de nitrate (NO_3) dans l'ensemble des précipitations mesurées dans les forêts de l'est sont bien supérieures à ce que l'on relève en Alaska. Dans l'est de l'Amérique du Nord par exemple, les concentrations ont tendance à augmenter vers l'est et vers le sud à partir de la frontière entre l'Ontario et le Manitoba. Du sud de l'Ontario au New Hampshire, les concentrations de H approchent celles de Solling, même si les concentrations de SO_4 et de NO_3 sont très nettement inférieures. Les dépôts effectifs dépendent cependant de la quantité et de la composition des précipitations. Dans l'est de l'Amérique du Nord, les dépôts fortement acides sont particulièrement élevés à haute altitude au New Hampshire (2 400 mm de précipitations) et particulièrement bas dans le nord-ouest de l'Ontario (700 mm de précipitations). Pour savoir si et comment les charges de polluants atmosphériques fortement acides influent sur le cycle des éléments nutritifs, il faut comparer les apports avec la production naturelle et la rétention de ces acides dans l'écosystème.

Cycle de l'azote

Le volume total d'azote dans l'écosystème de référence dépasse 10 000 kg ha^{-1}. La majeure partie de l'azote se trouve dans la matière organique associée au sol minéral jusqu'à une profondeur de 50 cm, et dans la couverture morte (figure 2). La troisième réserve la plus importante se trouve dans la végétation vivante de la forêt. L'assimilation totale d'azote par les arbres feuillus tolérants a été évaluée selon Morrison (1984). Selon nos estimations de l'assimilation annuelle, la forêt a besoin pour croître d'au moins 45 kg d'azote ha^{-1} an^{-1}. À peu près 43 kg d'azote ont été minéralisés dans les horizons L et F en 1981, selon notre calcul des différences entre les apports et les éliminations. (Les taux de minéralisation de l'azote peuvent atteindre 60 kg ha^{-1} an^{-1} dans les horizons L et F à la température et au taux d'humidité optimum d'une expérience en laboratoire). Un transfert annuel de 40 kg ha^{-1} d'azote dans le dépôt de la litière assure les besoins de la couverture morte en azote minéralisé. Le taux de renouvellement de l'azote dans la couverture morte est complété par l'azote minéralisé provenant des vastes réserves d'azote des horizons minéraux, de l'azote contenu dans les précipitations (env. 12 kg ha^{-1} an^{-1}) et de l'azote lessivé du couvert (env. 1 kg ha^{-1} an^{-1}). Quatre-vingt pour cent de l'apport d'azote météorique dans le bassin versant est de l'azote minéral (c'est-à-dire des ions ammonium (NH_4) et NO_3) directement assimilable par les végétaux. Étant donné que les apports d'azote par les précipitations dépassent les exportations dans les eaux de ruissellement, il semble que l'azote s'accumule dans l'écosystème. Le cycle interne de l'azote semble donc très nettement supérieur aux quantités d'azote qui se déchargent du bassin versant dans les cours d'eau. Un cycle comprimé d'azote est maintenu dans cet écosystème vierge. Mais devant l'absence de données sur la fixation de l'azote et la dénitrification, il est impossible d'établir un bilan complet de l'azote.

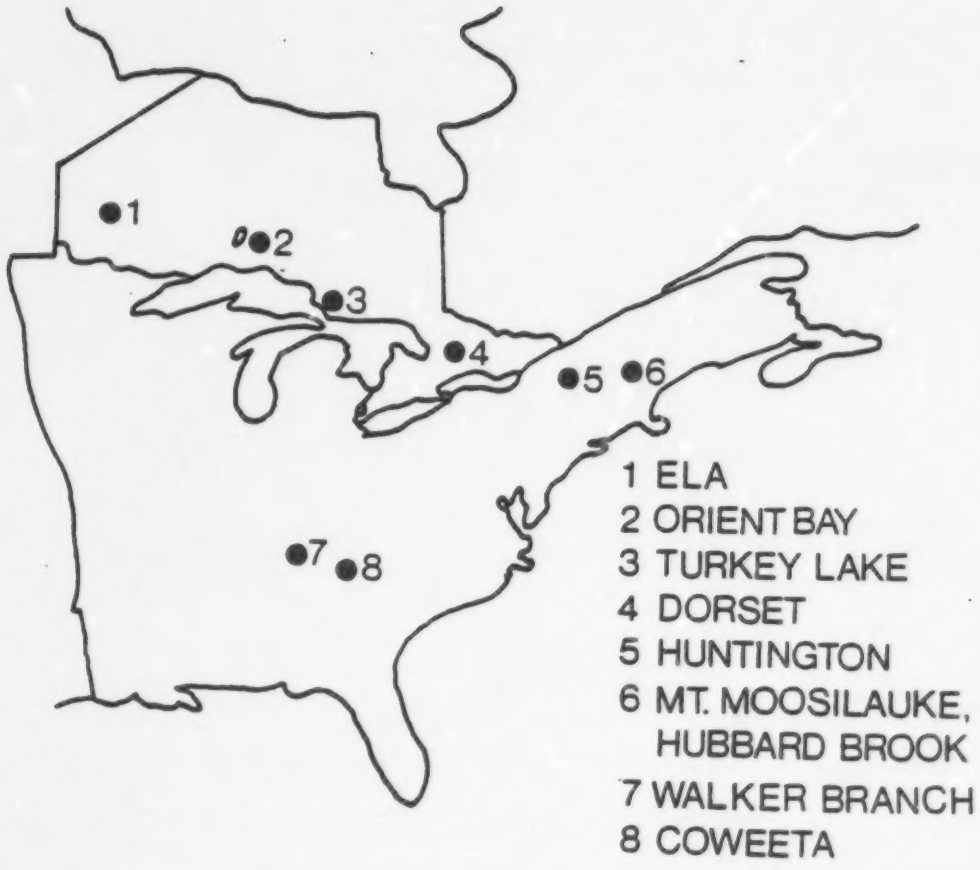


Figure 1. Sites de recherche dans l'est de l'Amérique du Nord.

Tableau 1. Concentration des ions fortement acides (μeq L^{-1}) dans les précipitations globales

Lieu	H	SO_4	NO_3	Référence
St. Petersburg (Alaska)	3	10	-	Johnson 1981
ELA (Ont.)	13	37	4	Schindler (commun. pers.)
Orient Bay (Ont.)	4	62	13	Nicolson (non publié)
Turkey Lakes (Ont.)	37	58	40	Foster and Nicolson 1984
Dorset (Ont.)	73	62	-	Dillon *et al.* 1978
Huntington (N.Y.)	63	55	24	Mollitor and Raynal 1982
Mount Moosilauke (N.H.)	83	75	21	Cronan 1980
Hubbard Brook (N.H.)	72	60	24	Likens *et al.* 1977
Solling (Allemagne de l'Ouest	83	142	47	Mayer et Ulrich 1976

Tableau 2. Taux de renouvellement de l'azote (kg $ha^{-1}an^{-1}$) dans les écosystèmes forestiers de l'est de l'Amérique du Nord

	Processus			
Forêts	Lessivage dans le couvert au sol	Dépôt de la litière	Assimilation[a]	Référence
Pinus banksiana Lamb.	-2,8	20,5	21,5	Foster and Morrison 1976
Acer saccharum Marsh. *Betula alleghaniensis* Britton	1,5	40,1	45,0	Morrison 1984, Foster (non publié)
Acer saccharum *Betula alleghaniensis* *Fagus grandifolia* Ehrh.	2,8	54,2	66,7	Likens *et al.* 1977
Quercus spp. *Carya* spp. *Acer rubrum* L.	4	33	50	Henderson *et al.* 1978
Quercus spp. *Carya* spp.	3	39	57	Henderson *et al.* 1978

[a]Calculé selon Morrison (1984).

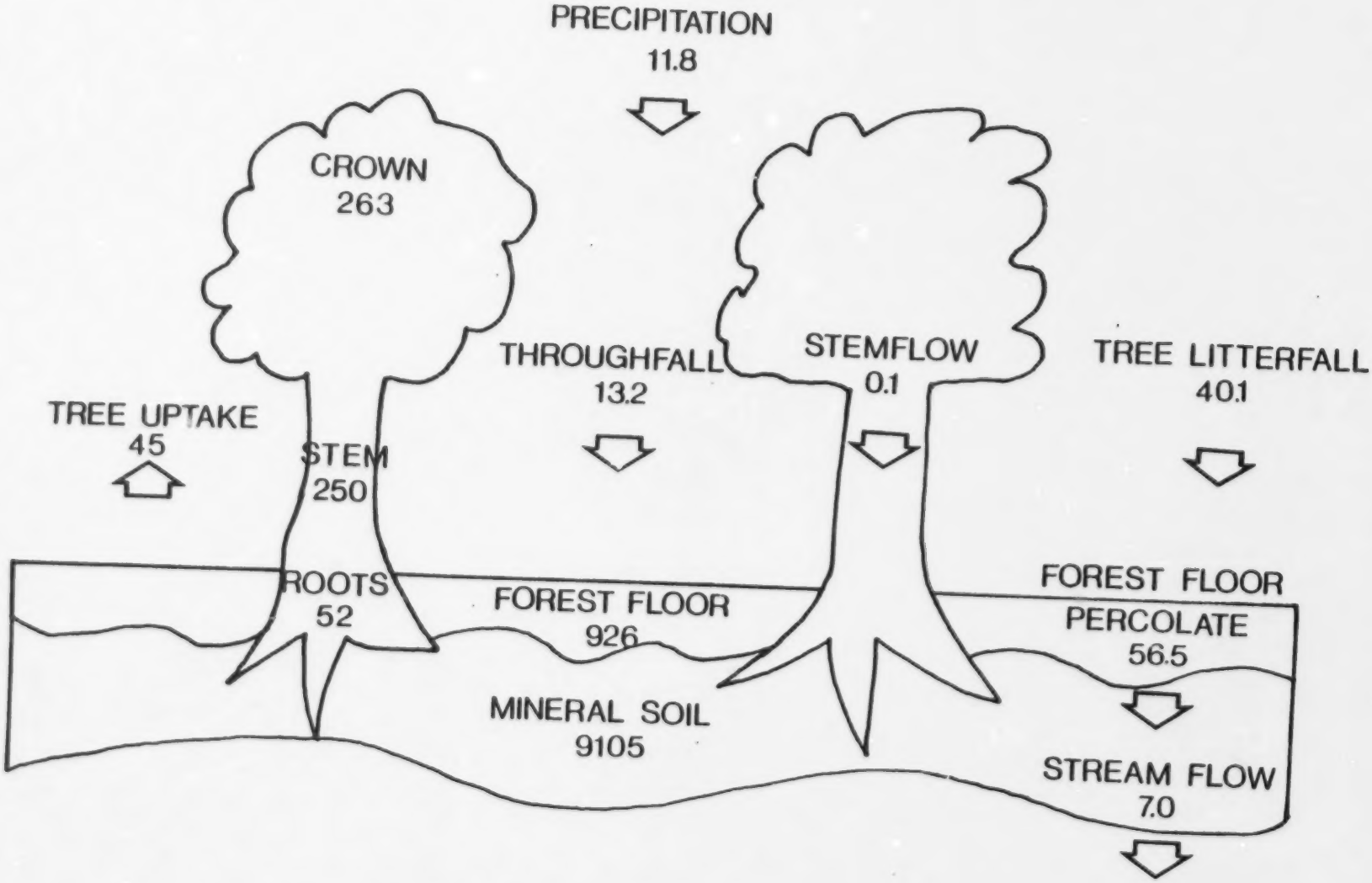


Figure 2. Distribution et cycle annuel de l'azote (kg ha^{-1}) dans un vieil écosystème d'érables-bouleaux, bassin versant de Turkey Lakes.

Tableau 3. Apport annuel d'éléments nutritifs par les précipitations et entraînement dans les eaux de ruissellement (kg ha^{-1}) dans les bassins versants des forêts de l'est de l'Amérique du Nord

Bassin versant	Azote[a]		Azote nitrique		Soufre sulfaté		Total des cations basiques[b]		Référence
	Apport	Élimination	Apport	Élimination	Apport	Élimination	Apport	Élimination	
ELA Ont.	6.96	2.76	1.73	0.12	4.13	10.23	6.91	19.16	Nicolson *et al.* 1982, Schindler (commun. pers.)
Orient Bay (Ont.)	5.44	2.38	1.68	0.21	8.53	6.39	15.70	47.64	Nicolson (non publié)
Turkey Lakes (Ont.)	11.75	7.06	6.10	5.24	10.21	11.89	10.40	36.41	Nicolson 1984
Hubbard Brook (N.H.)	20.7	4.0	4.45	3.86	12.82	17.96	5.23	25.95	Likens *et al.* 1977
Coweeta (N.C.)	6.39[c]	0.16[c]	3.65	0.10	13.75	3.36	14.58	31.94	Swank and Douglas, 1977
Walker Branch (Tenn.)	13.0	3.1	3.9	0.2	18.1	11.5	23.4	235.8	Henderson and Harris 1975 Henderson *et al.* 1977

[a] NH_4-N + NO_3-N + N-organique
[b] K, Ca, Mg, Na
[c] NH_4-N + NO_3-N.

Le taux de renouvellement annuel estimé de l'azote dans le bassin versant de référence est légèrement inférieur à celui des forêts de feuillus de l'est mais considérablement supérieur à celui d'une forêt de résineux naturelle (tableau 2). Les transferts d'azote dans notre forêt de feuillus tolérants sont notoirement inférieurs à ceux d'une forêt analogue plus jeune située à Hubbard Brook (New Hampshire). La concentration moyenne d'azote dans le feuillage de 15 érables à sucre à Turkey Lakes était de 2,13 %. La concentration foliaire d'azote en 1981 se situait dans la plage des concentrations minimum (1,75 %) à optimum (2,80 %) en ce qui concerne l'érable à sucre (Mitchell et Chandler, 1939), ce qui indique des réserves d'azote suffisantes dans le sol de la forêt de référence.

À l'heure actuelle, dans l'est de l'Amérique du Nord, les charges atmosphériques d'azote nitrique (NO_3-N) varient entre 2 et 6 kg ha^{-1} an^{-1}. Nous avons calculé que les apports de NO_3-N par les précipitations augmenteraient d'au moins 3 % l'assimilabilité de N dans le sol portant la forêt de feuillus de référence moyennant un taux de nitrification du sol de 175 kg ha^{-1} an^{-1} déterminé dans des conditions de laboratoire (Van Loon et Rutherford, 1983), ou de 13 % au maximum si nous présupposons que l'assimilation est un indice de disponibilité. Dans une forêt de pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) du centre de l'Ontario, les augmentations correspondantes seraient respectivement de 21 et de 23%. On a généralement constaté des taux annuels de minéralisation de l'azote plus élevés dans les forêts de feuillus que dans les forêts de résineux (Vitousek et Melillo, 1979). Le NO_3-N atmosphérique a donc plus de chances de profiter à la productivité des résineux qu'à celle des forêts des feuillus du fait que l'azote est plus souvent limité dans les forêts de résineux (Foster et Morrison, 1983).

Selon des études de simulation réalisées avec le modèle "JABOWA" par Aber *et al.* (1982), on estime que la croissance des feuillus tolérants changera proportionnellement à l'apport d'azote. Les conclusions sur les pluies acides et la productivité des forêts sont toutefois provisoires. Waide et Swank (1977) nous conseillent de nous méfier car "les conclusions de telles études de simulation dépendent de la conceptualisation des modèles de recyclage des éléments". Le cycle de l'azote dans un écosystème forestier est difficile à modéliser du fait que le transport intervient en plus d'une phase et que les transformations de l'azote sont régies par des processus biologiques qui dépendent de paramètres physiques. Il n'est pas étonnant dès lors que les modèles de simulation du cycle de l'azote n'aient pas le degré de sensibilité qui nous permettrait de prédire dans quelle mesure le cycle de l'azote dans un écosystème forestier sera modifié par les précipitations acides. À mesure que nous en saurons davantage sur les processus de régulation de l'écosystème, nous serons mieux en mesure de déterminer la sensibilité à différents types de dérangement des cycles des éléments nutritifs dans les forêts.

Tableau 4. Pertes additionnelles d'éléments (kg ha^{-1} an^{-1}) dans les eaux d'écoulement après le bouleversement d'une forêt

Bouleversement	Durée (année)	N-nitrique	S sulfaté	Calcium	Référence
Coupe par bandes (N.H.)	2	6,0	-0,8	4,9	Hornbeck *et al.*, 1975
Coupe rase (N.H.)	2	47,5	–	44,5	Likens *et al.*, 1978
Dévégétation (N.G.)	2	123,5	-3,0	73,8	Likens *et al.*, 1970
Coupe rase (N.B.)	3	6,3[a]	–	–	Krause, 1982
Coupe rase (West Virginia)	3	1,3	-0,3	1,1	Aubertin et Patric, 1974
Fertilisation (West Virginia) (258 kg N ha^{-1})	1	45,1	–	–	Aubertin *et al.*, 1973

[a] NH_4-N + NO_3-N + N organique

Comme nous l'avons observé à Turkey Lakes, les apports d'azote sont systématiquement supérieurs aux exportations dans d'autres bassins versants recouverts de forêts de l'est de l'Amérique du Nord (tableau 3). Les forêts qui reçoivent d'importants dépôts atmosphériques de NO_3.N (comme Coweeta ou Walker Branch) n'affichent pas nécessairement des pertes importantes. Les pertes par les eaux de ruissellement sont faibles par rapport à la quantité d'azote assimilée par la forêt. Deux variables jouent un rôle clé dans la formation et le transport de l'azote minéral dans les sols forestiers : les transformations microbiennes qui régissent la quantité de NO_3.N produite et l'assimilation par les végétaux qui peut servir à réguler le lessivage de NO_3.N depuis la zone racinaire. Certains sols produisent facilement du NO_3.N; le sol de Turkey Lakes portant une forêt de feuillus tolérants en est un bon exemple. D'autres sols affichent de très bas taux de nitrification, comme les sols des forêts boréales de résineux. C'est ainsi qu'on a constaté que le déversement de NO_3.N dans les eaux de ruissellement était nettement plus élevé à Turkey Lakes que dans deux bassins versants portant des forêts boréales de résineux dans le nord de l'Ontario (tableau 3). Pour démontrer l'importance du rôle que l'assimilation végétative joue dans le contrôle des déversements de NO_3.N dans les eaux d'écoulement, il suffit de comparer les déversements de NO_3.N à divers niveaux d'exploitation forestière (tableau 4). Dans les forêts du New Hampshire, les déversements de NO_3.N augmentent en fonction du niveau d'exploitation. À Hubbard Brook, Likens *et al.* (1977) ont constaté de faibles pertes de NO_3.N durant la saison de croissance, mais une augmentation marquée des déversements de NO_3.N dans les eaux d'écoulement à l'arrêt de la croissance végétative et de l'assimilation de l'azote à l'automne. Le niveau de réaction à l'exploitation forestière est moins prononcé dans les bassins versants dont les sols ont un faible taux de nitrification, comme à Coweeta. Les pertes d'azote nitrique sont donc fortement tributaires des transformations microbiennes et de l'assimilation par les végétaux plutôt que des niveaux d'apports atmosphériques. L'augmentation des déversements de NO_3.N contribue généralement à une hausse des pertes de Ca dans les écosystèmes (tableau 4). Les déversements de sulfate sont toutefois relativement peu touchés par le contrôle de la végétation (tableau 4).

Cycle du soufre

Des sulfates, comme NO_3, se déposent en quantités importantes sur les forêts de l'est par l'entremise des pluies acides. Selon le concept de mobilité des anions formulé par Cole et Gessel (1965), les anions mobiles tiennent lieu de contre-ions pour le transfert des cations dans le sol. L'augmentation des concentrations de SO_4 dans la solution du sol entraîne une hausse du transport des cations (basiques, H et Al). Dans la couverture morte des forêts de l'est de l'Amérique du Nord, SO_4 représente au minimum 25 % et jusqu'à 64 % de l'équilibre des charges des cations basiques en percolation (tableau 5). Les acides organiques et NO_3 contribuent également de manière appréciable à l'équilibre des cations. À Mount Moosilauke (New Hampshire) et à Solling (Allemagne de l'Ouest), une bonne partie de SO_4 provient du lessivage dans le couvert au sol. Le lessivage de K, Ca et Mg du couvert de la forêt est une source importante de cations pour les eaux de percolation de la couverture morte (Eaton *et al.*, 1973; Mollitor et Raynal, 1982; Foster et Nicolson, 1983).

Une analyse des niveaux de SO_4 dans la couverture morte des forêts de résineux de l'ouest de l'Amérique du Nord où les concentrations de SO_4 dans les précipitations au sol sont inférieures à ce qu'elles sont dans l'est, révèle qu'entre 10 et 35 % du mouvement des cations basiques est associé à SO_4 (tableau 6). Les acides organiques et(ou) les ions bicarbonate (HCO_3) sont les principaux anions des percolations.

Tableau 5. Concentration d'ions ($\mu Eq\ L^{-1}$) dans l'eau dans les écosystèmes forestiers de l'est de l'Amérique du Nord et la forêt de Solling (Allemagne de l'Ouest)

Forest	Précipitations au sol	Couverture morte	Couverture morte	Sous les racines		Référence
	Sulfates		Total cations[a]	Sulfates	Total cations[a]	
Acer saccharum Marsh. (N.Y.) *Betula alleghaniensis* Britton *Fagus grandifolia* Ehrh.	88	82	327	209	227	Mollitor et Raynal, 1982
Acer saccharum Marsh. (Ont.) *Betula alleghaniensis* Britton	96	127	290	170	241	Foster (non publié)
Tsuga canadensis (L.) Carr. (N.Y.) *Betula alleghaniensis* Britton *Picea rubens* Sarg.	141	131	476	242	355	Mollitor et Raynal, 1982
Abies balsamea (L.) Mill. (N.H.) *Betula papyrifera* var. *cordifolia* (Reg.) Fern. *Picea rubens* Sarg.	143	137	213	132	163	Cronan, 1980
Fagus silvatica L. (Solling)	281	436	863	293	591	Heinrichs et Mayer, 1977
Picea abies (L.) Karst. (Solling)	655	705	1143	449	730	Heinrichs et Mayer, 1977

[a]K, Ca, Mg, Na.

Tableau 6. Concentration d'ions ($\mu Eq\ L^{-1}$) dans l'eau dans les écosystèmes forestiers de l'ouest de l'Amérique du Nord.

Forêts	Précipitations au sol	Couverture morte	Couverture morte	Sous les racines	
	Sulfates		Total cations[a]	Sulfates	Total cations[a]
Tsuga heterophylla (Raf.) Sarg. (Alaska) *Picea sitchensis* (Bong.) Carr.	23	217	595	22	179
Pseudotsuga menziesii (Wash.) (Mirb.) Franco	24	144	429	43	239
Tsuga heterophylla (Raf.) Sarg. (Alaska) *Picea sitchensis* (Bong.) Carr.	38	51	539	24	344
Abies amabilis (Dougl.) Forb. (Wash.) *Tsuga mertensiana* (Borg.) Carr.	64	51	225	49	298

[a]K, Ca, Mg, Na.

Source: Johnson 1975, 1981.

Dans le sol des forêts de l'ouest, l'eau de percolation recueillie au-dessous de la zone racinaire contient des concentrations de SO_4 de 20 à 50 µEq L^{-1}, ce qui équivaut à entre 10 et 20 % des concentrations totales de cations basiques (tableau 6). Dans les forêts de l'ouest, les ions HCO_3 équilibrent la charge négative des cations basiques, mais dans les sols plus acides de l'est, les concentrations d'ions HCO_3 sont basses. Dans les forêts de l'est, la quantité de cations transportés avec du SO_4 augmente à mesure que l'eau traverse la couverture morte par le sol minéral jusqu'à la limite inférieure des racines des arbres. Les concentrations de sulfates (env. 130 à 240 µEq L^{-1}) équivalent à entre 70 et 80 % de la concentration totale de cations basiques, sur la base du poids de combinaison, dans l'eau au-dessous de la zone racinaire (tableau 5). L'eau qui s'écoule au-dessous de la zone racinaire a de plus fortes concentrations de SO_4 mais de plus faibles concentrations de cations basiques totaux que l'eau qui pénètre dans le sol à partir de la couverture morte. Les cations que transportent le NO_3 et les acides organiques depuis la couverture morte durant la saison de croissance se déposent essentiellement dans les horizons supérieurs du sol minéral ou sont assimilés par la forêt. Le lessivage des cations depuis la zone racinaire avec du NO_3 augmente durant la saison dormante. Il faut également s'attendre à la sélectivité de l'échange des cations bivalents (Ca, Mg) dans les horizons minéraux. Compte tenu du rôle important des ions SO_4 dans le mouvement des cations depuis la zone racinaire des forêts de l'est, les concentrations totales de cations sont aussi élevées que dans les forêts de l'ouest. Advenant une réduction de la quantité d'ions SO_4 pénétrant dans les sols forestiers de l'est, on a toutes les chances d'observer des pertes modérées de cations dans ces écosystèmes.

On a conçu des modèles de simulation qui permettent de calculer les pertes de cations et d'anions dans les sols en fonction des caractéristiques du sol et de la pluie. Reuss (1980) a conçu un modèle grâce auquel les réactions de sorbtion et d'équilibre chimique permettent de décrire mathématiquement la répartition des ions entre la solution et la phase solide du sol. Ce modèle a prédit une équivalence entre un fort apport acide et l'exportation de cations du sol si le potentiel calcaire du sol est supérieur à trois. Reuss (1980) déclare ceci : "À mesure que baissent le potentiel calcaire et la saturation en base du sol, les pluies acides entraînent le lessivage des ions hydrogène et aluminium au lieu des bases. Les sols bien approvisionnés en bases sont particulièrement vulnérables aux pertes basiques".

Dans les sols très acides des forêts de l'est, la capacité d'échange des cations est dominée par les ions hydrogène et aluminium. Les ions SO_4 mobiles peuvent augmenter le lessivage des ions aluminium provenant du vaste pool échangeable d'aluminium dans le sol (Cronan, 1980). Lorsqu'on traite à l'acide sulfurique dilué des podzols très fortement acides dans le cadre d'une expérience de lessivage simulée, les ions SO_4 commencent par éliminer les cations basiques du sol (Morrison, 1983). Lorsque les charges acides persistent, le lessivage des cations basiques diminue et les ions Mn et Al sont transportés avec les ions SO_4. Dans les sols acides à faible saturation basique, tel le sol Becket à Hubbard Brook (New Hampshire) et à Huntington Forest (New York), la dissolution et le transport des ions Al et Mn sont probables. Mollitor et Raynal (1982) ont signalé des concentrations moyennes d'Al de 182 et de 307 µEq L^{-1} dans les produits de lessivage de sols minéraux de forêts de feuillus et de résineux à Huntington Forest. Les ions aluminium ont contribué de façon appréciable aux concentrations totales de cations dans l'eau de percolation. L'augmentation des concentrations d'Al dans la solution du sol sur une période de 13 jours dans un sol recouvert de hêtres (Fagus silvatica L.) à Solling (Allemagne de l'Ouest) a été démontrée par Ulrich *et al.* (1980). De fortes concentrations d'ions SO_4 dans l'eau de percolation du sol dystrique-brunisolique (dystrochrept typique) dans une forêt de hêtres et d'épinettes de Norvège (Picea abies (L.) Karst.) à Solling (Ulrich, commun. pers.) étaient associées à des concentrations d'Al de 200 à 1 800 µEq L^{-1} et à de plus fortes concentrations totales de cations que ce qu'on a observé dans les sols nord-américains.

Élimination

Les concentrations totales de cations basiques dans les eaux quittant la zone racinaire des bassins versants de l'est sont en moyenne 10 fois supérieures aux concentrations que l'on trouve dans

les précipitations incidentes. Devant l'absence de données sur le débit volumique toutefois, il est impossible de calculer avec précision l'écoulement des éléments de la zone racinaire. Les éléments lessivés de la zone racinaire contribuent aux exportations de l'écosystème par les eaux d'écoulement. Ces eaux toutefois comportent des éléments lessivés du sol non saturé et saturé au-dessous de la zone racinaire et du substratum en contact avec les eaux souterraines.

Lorsqu'une adsorption importante d'ions SO_4 se produit dans le sol, la perte des cations basiques et des ions H et Al se fait plus lentement que la perte prévue par les apports acides. L'importance de l'adsorption d'ions SO_4 dans le sol revêt toute son éloquence lorsqu'on analyse les apports et les éliminations d'ions SO_4.S dans les bassins versants de l'est (tableau 3). Le soufre s'accumule dans les forêts de feuillus de Coweeta (Caroline du Nord) et de Walker Branch (Tennessee). Johnson *et al.* (1980) ont établi que les hapudults et paléudults grandement altérés de ces bassins versants contiennent des quantités importantes d'ions SO_4.S insolubles (20 à 65 ppm) et que les sols hapudults adsorbent des ions SO_4.S additionnels (15 à 70 ppm).

Les bassins versants dont les podzols portent des résineux et des feuillus exportent généralement autant d'ions SO_4.S qu'ils en importent de l'atmosphère. Le sol des horizons Bhf et Bf de Turkey Lakes contenait et adsorbait de 0 à 49 ppm de SO_4.S. Johnson *et al.* (1980) signalent que le podzol de Hubbard Brook Becket ne contient pas d'ions SO_4.S insolubles et n'adsorbe que de petites quantités d'ions SO_4.S insolubles (5 à 13 ppm). Certains sols podzoliques semblent donc avoir un faible taux d'adsorption de SO_4. Nous avons déjà signalé que le SO_4 est l'anion dominant associé au mouvement des cations hors de la zone racinaire des sols podzoliques de l'est.

Dans le sol Becket de Huntington Forest, la majeure partie du soufre total est en combinaison organique, essentiellement du carbone lié à de plus petites quantités d'ester de sulfate (David *et al.*, 1982). David *et al.* (1982) semblent penser que la quantité de SO_4 minéralisée provenant des réserves organiques du sol dépasse de loin celle qui pénètre dans la couverture morte dans les précipitations au sol. Il se peut qu'un important cycle interne du soufre soit à l'oeuvre dans ces écosystèmes et d'autres écosystèmes forestiers de l'est. Les conclusions relatives à l'importance de SO_4.S atmosphérique sur le lessivage des cations doivent donc être interprétées avec circonspection en raison de l'état incomplet des connaissances sur la dynamique du soufre dans les écosystèmes forestiers de l'est.

Tous les bassins versants perdent un plus grand nombre de cations qu'ils n'en reçoivent de l'atmosphère (tableau 3). Des rapports entrée/sortie se situant entre 2/1 et 5/1 sont observés dans les bassins versants dans le sol issu de roches éruptives résistantes ou d'équivalents métamorphiques. Les éliminations dépassent les apports dans une proportion de 10/1 à Walker Branch (Tennessee) sur un sol formé in situ par des roches dolomitiques moins résistantes.

De récents progrès ont été accomplis dans la conception de modèles de simulation permettant de prédire la réaction des eaux de ruissellement aux changements se produisant dans les apports atmosphériques d'éléments. Dans deux modèles, le modèle "ILWAS" (Integrated Lake-Water Acidification Study-EPRI) décrit par Chen *et al.* (1982) et le modèle hydrochimique "BIRKENES" (projet SNSF en Norvège) de Christopherson et Wright (1981), les apports qui régissent ces modèles sont la qualité et la quantité des précipitations et des paramètres météorologiques. Les deux modèles tiennent compte des réactions physiques et chimiques dans le sol et le modèle "ILWAS" évalue également les réactions dans le couvert forestier. En raison de la spécificité du site dans la conception et la mise à l'épreuve de ces modèles, il faudra considérablement les modifier si l'on veut obtenir un modèle universel applicable à d'autres bassins versants.

Conclusions

À court terme, les précipitations acides augmentent l'apport d'anions mobiles (SO_4, NO_3) dans les forêts de l'est nord-américain. Ces anions augmentent le lessivage des cations basiques du couvert

forestier et de la couverture morte. Aux concentrations actuelles, les apports de SO_4-S contribuent de manière appréciable aux pertes de cations de la zone racinaire, notamment des bases et des ions H et Al dans de nombreux écosystèmes de l'est. Les apports d'azote nitrique qui restent pour la plupart dans l'écosystème, augmentent les réserves d'azote minéral dans le sol. L'azote météorique a plus de chances de relever la productivité des forêts de résineux, où l'azote est souvent en quantité limitée, que celle des forêts de feuillus.

Il est impossible de savoir pour l'instant si les précipitations acides provoqueront des changements à long terme dans le cycle des éléments nutritifs qui auront une incidence sur la productivité des forêts. Par exemple, des augmentations à court terme du cycle des éléments nutritifs peuvent être neutralisées par la baisse du volume de décomposition qui augmentera la durée de séjour des éléments nutritifs dans la couverture morte. Bien des sols forestiers de la région sont déjà fortement acides, en raison des processus naturels qui se produisent dans l'écosystème. À notre avis, les apports de SO_4 par les précipitations acides devraient provoquer les changements à long terme les plus sérieux dans le cycle des éléments nutritifs, en raison du faible taux d'adsorption de SO_4 par les sols podzoliques de l'est. Le taux d'altération minérale de ces sols n'est sans doute pas suffisamment rapide pour remplacer les bases lessivées du feuillage et des sites d'échange dans le sol. La solubilisation des ions Al et(ou) Mn augmentera la concentration de ces éléments dans la solution du sol.

Les ingénieurs forestiers se doivent d'établir des prévisions plus fiables selon la compréhension qu'ils ont des processus naturels qui affectent le cycle des éléments nutritifs. Les récentes applications des techniques de simulation à la modélisation des cycles des éléments nutritifs devraient nous aider à prédire l'étendue des effets à long terme des pluies acides sur les cycles des éléments nutritifs.

Remerciements

Nous sommes très redevables à MM. W. Johns, D. Kurylo, N. Seymour, D. Ropke, J. Ramakers et à Mme L. Chartrand qui nous ont aidé à recueillir et à analyser les échantillons du bassin versant de Turkey Lakes.

Bibliographie

Aber, J.D.; Hendrey, G.R.; Botkin, D.B.; Francis, A.; Melillo, J.M. 1982. Potential effects of acid precipitation on soil nitrogen and productivity of forest ecosystems. Water Air Soil Pollut. 18:405-412.

Aubertin, G.M.; Smith, D.W.; Patric, J.H. 1973. Quantity and quality of streamflow after urea fertilization on a forested watershed: first-year results. Pages 88-100 dans For. Fert. Symp. Proc., USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-3.

Aubertin, G.M.; Patric, J.H. 1974. Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia. J. Environ. Qual. 3:243-249.

Chen, C.W.; Asce, M.; Dean, J.D.; Gherini, S.A.; Goldstein, R.A. 1982. Acid rain model: hydrologic module. J. Environ. Eng. Div., ASCE, 108:455-472.

Christophersen, N.; Wright, R.F. 1981. Sulfate budget and a model for sulfate concentrations in stream water at Birkenes, a small forested catchment in southernmost Norway. Water Resour. Res. 17:377-389.

Cole, D.W.; Gessel, S.P. 1965. Movement of elements through a forest soil as influenced by tree removal and fertilizer additions. Pages 95-104 dans C.T. Youngberg, ed. Forest-Soil Relationships in North America. Oregon State Univ. Press, Corvallis.

Cronan, C.S. 1980. Solution chemistry of a New Hampshire subalpine ecosystem: a biochemical analysis. Oikos 34:272-281.

David, M.B.; Mitchell, M.J.; Nakas, J.P. 1982. Organic and inorganic sulfur constituents of a forest soil and their relationship to microbial activity. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:847-852.

Dillon, P.J.; Jeffries, D.S.; Snyder, W.; Reid, R.; Yan, N.D.; Evans, D.; Moss, J.; Scheider, W.A. 1978. Acidic precipitation in south-central Ontario: recent observations. J. Fish. Res. Board Can. 35:809-815.

Eaton, J.S.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1973. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. J. Ecol. 61:495-508.

Foster, N.W.; Morrison, I.K. 1976. Distribution and cycling of nutrients in a natural Pinus banksiana ecosystem. Ecology 57:110-120.

Foster, N.W.; Morrison, I.K. 1983. Soil fertility, fertilization and growth of Canadian forests. Min. de l'Environ., Service canadien des forêts, Sault Ste-Marie (Ontario). Rapport d'info. O-X-353. 21 p.

Foster, N.W.; Nicolson, J.A. 1983. Acid precipitation and vegetation interaction in the Turkey Lake Forest Watershed. Min. de l'Environ., Service canadien des forêts, Ottawa (Ontario). Res. SCF Notes 3:6-7

Foster, N.W.; Nicolson, J.A. 1984. Ion transfer through a tolerant hardwood canopy, Turkey Lakes Watershed, Ontario. Dans Actes du Congrès sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec (Québec), 14-17 juin 1983.

Heinrichs, H.; Mayer, R. 1977. Distribution and cycling of major and trace elements in two central European forest ecosystems. J. Environ. Qual. 6:402-407.

Henderson, G.S.; Harris, W.F. 1975. An ecosystem approach to the characterization of the nitrogen cycle in a deciduous forest watershed. Pages 179-193 dans B. Bernier et C.H. Winget, eds. Forest Soils and Forest Land Management. Les Presses de l'Université Laval, Québec (Québec)

Henderson, G.S.; Hunley, A.; Selvidge, W. 1977. Nutrient discharge from Walker Branch watershed. Pages 307-320 dans D.L. Correll, ed. Watershed Research in Eastern North America. Vol. 1. Smithsonian Inst., Chesapeake Bay Center for Environ. Stud., Edgewater, Md.

Henderson, G.S.; Swank, W.T.; Waide, J.B.; Grier, C.C. 1978. Nutrient budgets of Appalachian and Cascade region watersheds: a comparison. For. Sci. 24:385-397.

Hornbeck, J.W.; Likens, G.E.; Pierce, R.S.; Bormann, F.H. 1975. Strip cutting as a means of protecting site and streamflow quality when clearcutting northern hardwoods. Pages 209-225 dans B. Bernier and C.H. Winget, eds. Forest Soils and Forest Land Management. Les Presses de l'Université Laval, Québec (Québec).

Johnson, D.W. 1975. Processes of elemental transfer in some tropical, temperate, alpine and northern forest soils. Thèse de doctorat, Univ. Washington, Seattle. 169 p.

Johnson, D.W. 1981. The natural acidity of some unpolluted waters in southeastern Alaska and potential impacts of acid rain. Water Air Soil Pollut. 16:243-252.

Johnson, D.W.; Hornbeck, J.W.; Kelly, J.M.; Swank, W.T.; Todd, D.E. 1980. Pages 507-520 dans D.S. Shriner, C.R. Richmond, and S.E. Lindberg, eds. Atmospheric Sulfur Deposition: Environmental Impact and Health Effects. Ann Arbor Sci.

Krause, H.H. 1982. Nitrate formation and movement before and after clearcutting of a monitored watershed in central New Brunswick, Canada. Can. J. For. Res. 12:922-930.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Johnson, N.M.; Fisher, D.W.; Pierce, R.S. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. Ecol. Monogr. 40:23-47.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. 1977. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York. 146 p.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Reiners, W.A. 1978. Recovery of a deforested ecosystem. Science 199:492-496.

Mayer, R.; Ulrich, B. 1976. Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulphur and nitrogen compounds. Its role in the element balance and effect on soil. Pages 737-744 dans L.S. Dochniger and T.A. Seliga, eds. Actes du 1er colloque international sur les précipitations acides et l'écosystème forestier. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-23.

Mitchell, H.L.; Chandler, R.J., Jr. 1939. The nitrogen nutrition and growth of certain deciduous trees of northeastern United States. Black Rock For. Bull. 11. 94 p.

Mollitor, A.V.; Raynal, D.J. 1982. Acid precipitation and ionic movements in Adirondack forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:137-141.

Morrison, I.K. 1983. Composition of percolate from reconstructed profiles of two jack pine forest soils as influenced by acid input. Pages 195-206 dans B. Ulrich and J. Pankrath, eds. Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel Publ. Co.

Morrison, I.K. 1984. Biomass and macroelements in a tolerant hardwood stand, Turkey Lakes Watershed, Ontario. Dans Actes du Congrès sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec (Québec), 14-17 juin 1983.

Nicolson, J.A. 1984. Ion movement in terrestrial basins in the Turkey Lakes Forest Watershed. Dans Actes du Congrès sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec (Québec), 14-17 juin 1983.

Nicolson, J.A.; Foster, N.W.; Morrison, I.K. 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. Pages 71-89 dans Symposium canadien d'hydrologie '82, 14-15 juin, Fredericton (N.-B.).

Reuss, J.O. 1980. Simulation of soil nutrient losses resulting from rainfall acidity. Ecol. Model. 11:15-38.

Swank, W.T.; Douglas, J.E. 1977. Nutrient budgets for undisturbed and manipulated hardwood forest ecosystems in the mountains of North Carolina. Pages 343-364 dans D.L. Correll, ed., Watershed Research in Eastern North America. Vol. 1. Smithsonian Inst., Chesapeake Bay Center for Environ. Stud., Edgewater, Md.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. Soil Sci. 130:193-199.

Van Loon, G.W.; Rutherford, G.K. 1983. The degeneration effects of acid precipitation on important eastern Canadian forest soils. Rapport non publié. (UP-Q-38), Queen's Univ., Kingston, Ont.

Vitousek, P.M.; Melillo, J.M. 1979. Nitrate losses from disturbed forests: patterns and mechanisms. For. Sci. 25:605-619.

Waide, J.B.; Swank, W.T. 1977. Simulation of potential effects of forest utilization on the nitrogen cycle in different southeastern ecosystems. Pages 767-789 dans D.L., Correll, ed. Watershed Research in Eastern North America. Vol. 1. Smithsonian Inst., Chesapeake Bay Center for Environ. Stud., Edgewater, Md.

Propriétés chimiques des précipitations et des eaux fluviatiles et qualité des eaux et des sédiments lacustres dans les bassins versants recouverts de forêts tempérées nordiques menacées par les apports atmosphériques acides

M. Ouellet, H.G. Jones et J.C. Auclair
Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)
Université du Québec, Ste-Foy

Résumé

On a étudié la distribution spatio-temporelle de certains paramètres chimiques des précipitations, de la qualité de l'eau des lacs et des profils paléolimnologiques des sédiments de certains bassins versants forestiers du parc des Laurentides (Québec). Les résultats permettent d'établir la réaction des bassins versants aux charges atmosphériques acides actuelles et révèlent les perturbations qui se sont récemment produites dans le flux chimique naturel de ces systèmes.

L'effet du couvert forestier sur les propriétés chimiques de pluies données au printemps et à l'automne est plus important que la variabilité entre les événements de précipitation à venir. Par ailleurs, la qualité des eaux fluviatiles n'est guère affectée par les changements qui se produisent dans l'eau de pénétration par les frondaisons et semble avoir plus de rapport avec la charge totale d'anions qu'avec les mesures de pH proprement dites. L'accumulation hivernale de polluants acides dans le couvert de neige entraîne un abaissement appréciable des mesures de pH durant la fonte des neiges qui s'accompagne d'une hausse des concentrations d'aluminium et des rapports manganèse/fer dans les eaux fluviatiles.

La réaction des eaux lacustres à la nature chimique de leurs affluents se traduit depuis un certain nombre d'années par l'augmentation progressive de la transparence des lacs, par la chute des mesures annuelles moyennes de pH et par la baisse de l'activité photosynthétique dans la zone pélagique.

Les changements à long terme de la qualité de l'eau des affluents se reflètent dans les profils chimiques de métaux comme Al et Mn dans les sédiments lacustres les plus récents (0-100 ans), même si la nature exacte des schémas de concentration dépend de la stratification thermique, des mesures de pH hypolimnétiques et des conditions anoxiques à l'interface sédiments-eau. Les sédiments lacustres reflètent sans doute aussi les schémas de dépôts directs antérieurs à la surface des lacs. Les profils de concentration de Pb, Zn et Hg dans la couche supérieure de 0-30 cm sont indicatifs des fluctuations intervenues récemment dans les charges de polluants. Un type de profil plus complexe est indiqué par ^{137}Cs qui affiche des schémas de concentration différents dans la couche superficielle de 0 à 10 cm des sédiments lacustres. Cela dépend de la nature de la végétation du bassin versant. Dans les bassins versants recouverts de forêts, la courbe de distribution stratigraphique de ^{137}Cs porte à croire que la présence de strates végétales et herbacées importantes agit comme un filtre des isotopes; cela s'oppose au profil des sédiments lacustres de bassins versants agricoles où la distribution de ^{137}Cs est plus étroitement rapportée à sa production atmosphérique contemporaine connue.

Introduction

Les trajectoires empruntées par les polluants acides dans les systèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques par rapport à l'acidification des précipitations et des eaux de surface retient aujourd'hui l'attention d'un grand nombre de chercheurs (Likens et Bormann, 1974a; Hasler, 1975; Galloway *et al.*, 1980a, 1980b; Goldstein *et al.*, 1980; Gorham et McFee, 1980; Herrmann et Baron, 1980; Horntvedt *et al.*, 1980; Jones et Bisson, 1980; Nicholson *et al.*, 1980; Stuanes, 1980; Wright et

Johannessen, 1980; Jones *et al.*, 1983). Le dérangement des cycles biogéochimiques par le transport à grande distance des polluants atmosphériques résulte des effets du dépôt direct et indirect des aérosols et d'autres polluants acides (métaux lourds, HPA) dans les bassins versants de même qu'à la surface des cours d'eau et des lacs. Étant donné que les lacs tiennent lieu de récepteurs à des bassins versants entiers, les effets des polluants atmosphériques sont souvent amplifiés dans le milieu lacustre et les signes d'un dérangement des cycles naturels ont été couramment constatés plus tôt que dans les systèmes terrestres (Webster, 1961; Beamish et Harvey, 1972; Likens et Bormann, 1974b; Ouellet et Poulin, 1975; Dickson, 1975; Wright et Gjessing, 1976). Cowling (1980), Evans *et al.* (1981) et Nilssen (1982) ont récemment résumé les divers procédés lacustres qui caractérisent l'acidification des eaux de surface.

La distribution spatio-temporelle de certains paramètres chimiques des précipitations, de l'eau de pénétration par les frondaisons, des eaux fluviatiles, de la qualité des eaux et des sédiments lacustres sont d'autres indicateurs d'une perturbation des cycles biogéochimiques dans les bassins versants forestiers qui reçoivent des précipitations acides. L'objectif de la présente communication est d'étudier la relation étroite qui existe entre un lac et son bassin versant par rapport à la charge de polluants atmosphériques. La région choisie est située dans le parc des Laurentides du Québec qui, en raison de ses fortes précipitations (160 cm), de sa géologie et de sa topographie, est l'une des régions du Canada les plus vulnérables aux pluies acides, quoiqu'encore relativement peu étudiée.

Le présent article commence par un vaste aperçu géographique des propriétés chimiques pertinentes des précipitations humides sur toute la province de Québec. Suit une analyse des propriétés physico-chimiques des lacs du parc des Laurentides. Enfin, les auteurs se concentrent sur un bassin versant calibré, celui du lac Tantaré, où les incidences des pluies acides sur les systèmes terrestre et aquatique sont étudiées par les auteurs depuis trois ans.

Matériels et méthodes

Caractéristiques des précipitations régionales

Les valeurs moyennes des espèces chimiques contenues dans les données sur la chimie des précipitations de 1981 fournies par le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations (CANSAP) (Environnement Canada, 1981; Barrie et Sirois, 1982) et des données provenant du Réseau de collecte des précipitations de la province de Québec (RCPPQ; Talbot, 1981, 1982) ont servi à illustrer les schémas géographiques des dépôts humides de certains aérosols acides sur toute la province de Québec. Pour le tracé des isoplèthes (figures 1-4), les propriétés chimiques des précipitations collectées aux stations situées en dehors de la province (Moosonee, Kapuskasing, Kingston, Acadia Fes, Charlo, Saint-Jean, Truro) ont également été prises en considération. Les valeurs mensuelles moyennes fournies par le Réseau canadien de surveillance de l'atmosphère et des précipitations (CAPMoN) à la station de la forêt de Montmorency pour l'année 1981 (tableau 1) (Barrie *et al.*, 1982) ont servi à illustrer les variations annuelles de l'apport de polluants dans les précipitations sur le parc des Laurentides. Les valeurs annuelles moyennes de la composition chimique des précipitations calculées par le CAPMON à la forêt de Montmorency sont comparées à des données analogues obtenues à la station du CANSAP située à l'aéroport de Québec, ainsi que dans les stations d'échantillonnage du RCPPQ situées dans la forêt de Montmorency et à Mont-Apica (tableau 2).

Limnologie régionale

Pour établir une relation entre la chimie des précipitations humides et les propriétés chimiques régionales des lacs situés dans le parc des Laurentides, nous nous sommes servis de diverses données limnologiques (Bobée *et al.*, 1982; Richard, 1982; Ouellet et Jones, 1983; Ouellet *et al.*, non publié). Le

parc (figure 5) (situé entre les latitudes 47° et 48° et les longitudes 71° et 72°) est situé dans sa totalité dans les hautes-terres des Laurentides de la province physiographique de Grenville du bouclier canadien précambrien. Le parc couvre une superficie d'environ 10^6 hectares et comprend plus de 2 500 lacs qui ne sont pas pris par la glace pendant cinq à six mois de l'année. L'altitude de la topographie du plateau, dont la géologie est caractéristique du bouclier, varie de 350 m à 1 148 m; la végétation a été décrite par Rowe (1959). La forêt d'épinettes noires de haute altitude et les associations phytosociologiques de sapins baumiers, de bouleaux à papier, d'épinettes blanches et de peupliers à la périphérie du plateau sont d'importantes sources de bois d'oeuvre et de cellulose. L'eau de surface de cette région est extrêmement douce (tableau 3) et les mesures de conductivité supérieures à 50 µmho cm^{-1} sont rares (moyenne de 22,5) si l'on exclut les lacs affectés par les eaux de ruissellement contenant du sel dans les zones proches des principales voies routières. La concentration de minéraux dans les eaux de surface dans l'extrême nord-ouest du parc (région de Belle Rivière) est légèrement plus élevée et l'eau de surface a un pH souvent légèrement supérieur à 7. Cela s'explique par l'altération des sédiments calcaires superficiels qui ont été transportés par les glaciers et proviennent de la formation calcaire paléozoïque de Trenton située sur la rive sud du Lac St-Jean, à environ 30 km au nord du parc. Les eaux superficielles dont le pH est inférieur à 5,5 sont courantes dans le reste du parc.

Le total des précipitations annuelles dans la région (maximum 160 cm; 30 % sous forme de neige) est l'un des plus élevés de l'est du Canada et sa répartition géographique subit fortement l'influence de la topographie de la région. Même si les sciages constituent une activité d'importance occasionnelle dans les limites du parc, la région n'a pas de zone de peuplement permanente. La pêche à la truite d'eau douce (Salvelinus fontinalis) est une activité importante depuis plusieurs dizaines d'années (Richard, 1982).

Bassin versant expérimental

Le bassin versant expérimental de Tantaré, qui est situé dans la réserve écologique de Tantaré, se trouve à l'extrémité sud du parc des Laurentides et fait partie du bassin versant de la rivière Jacques Cartier qui se déverse dans le St-Laurent par le versant sud-ouest des hautes-terres des Laurentides. Son bassin versant (41°04'N, 71°33'O; 500 m asl; superficie 12,1 km^2) consiste dans un couvert forestier mixte du type des basses terres du St-Laurent (érable, bouleau jaune) associé à des peuplements boréaux (sapin, épinette, bouleau blanc), surtout en altitude (Desloges et Lachance, 1977). Le lac comprend quatre bassins différents qui couvrent au total une superficie de 1,33 km^2 avec une profondeur maximum de l'eau de 22 m (figure 6). Le premier (bassin oriental) a une profondeur moyenne d'environ 2,5 m, n'est pas stratifié thermiquement l'été et rejoint les trois autres bassins par une étroite ligne de partage des eaux peu profonde ($\approx$ 1 m). Le bassin versant ne porte aucune activité humaine permanente. Une étude des diatomées conservées dans les sédiments du bassin oriental (Dickman *et al.*, 1981) suggère une récente chute du pH de la tranche d'eau. Les mesures courantes du pH de la principale nappe d'eau varient de 4,9 à 5,2 et ont favorisé le développement d'un petit tapis d'algues discontinues (Mougeotia); la communauté hydro-macrophyte est dominée par Isoètes, apparemment depuis le début des années 1950 (H. Ross, Ecotan ltée, Québec, communication personnelle, 1980). Les niveaux du pH (tableau 3) du lac reflètent les faibles mesures du pH des affluents intermittents (figure 6). Les cours d'eau qui coulent pratiquement directement sur un substratum rocheux cristallin sont très mal tamponnés et ont un pH de 4,2-4,7. Le bassin principal du lac est bien stratifié à la fin de l'été et la composition chimique épilimnétique et le pH à cette époque reflètent ceux des cours d'eau. Les mesures de la transparence au disque de Secchi révèlent une profondeur inhabituelle de 11 m à la fin de l'été. La croissance de la truite de rivière (Salvelinus fontinalis), la seule population de poissons présente, est sérieusement perturbée par l'agression acide (Frenette, 1984).

Les précipitations incidentes, l'eau de pénétration par les frondaisons et l'eau des cours d'eau ont fait l'objet d'un échantillonnage séquentiel au cours d'événements isolés dans des stations situées

sur la rive orientale du premier bassin au cours de l'été 1982. Le cours d'eau B (angle nord-est du premier bassin) et le lac ont été simultanément échantillonnés et étudiés durant la majeure partie de 1982. Les données chimiques comparées des précipitations incidentes et de l'eau de pénétration par les frondaisons ainsi que de l'eau des cours d'eau et du lac figurent au tableau 3. Les méthodes analytiques des divers paramètres chimiques sont décrites par Jones et Bisson (1980) et le MEQ (1982).

Les caractéristiques géochimiques des sédiments superficiels du bassin oriental ont été établies par une étude d'échantillons provenant de 35 sites bien répartis sur tout le bassin. En outre, des carottes ont été prélevées aux endroits les plus profonds des premier et deuxième bassins (figure 6). Les techniques d'échantillonnage et les méthodes analytiques des sédiments lacustres sont décrites dans Ouellet (1980, 1981) et dans Guimont et Pichette (1979).

Résultats et analyse

Caractéristiques des précipitations régionales

Aspects géographiques

Les modèles de transport et de dépôt dans la moitié est du continent nord-américain proviennent en grande part des données sur SO_4^{2-} et NO_3^- recueillies par le Réseau d'échantillonnage des précipitations au Canada et le projet MAP3S (MAP3S/RAIN Research Community, 1982; Wilson *et al.*, 1982; Wisniewski et Keitz, 1983). Il y a lieu de noter que ces réseaux comportent relativement peu de stations d'échantillonnage réparties sur un très vaste territoire. D'après les données du CANSAP de 1981, les figures 1 à 4 révèlent que la conductivité (figure 1), les ions SO_4^{2-} (figure 2), NO_3^- (figure 3) et CA^{2+} (figure 4) des précipitations humides présentent sur toute la province une distribution spatiale où les concentrations ont tendance à augmenter vers le sud-ouest. Dans la région la plus densément peuplée des basses terres du St-Laurent (Kingston - Montréal - Québec), ces courbes de concentration, spécialement en ce qui concerne NO_3^- et CA^{2+}, subissent apparemment aussi l'influence de la topographie et de l'activité humaine dans la vallée du St-Laurent. Une courbe analogue des polluants anthropiques a récemment été décrite par Ouellet et Jones (1983) au sujet de Pb dans les sédiments lacustres.

Pour déterminer avec plus d'exactitude les origines et les incidences des polluants atmosphériques dans la province de Québec, la Direction de la qualité de l'eau du ministère québécois de l'Environnement a implanté un réseau d'échantillonnage des précipitations comportant 46 stations confinées à la zone située au sud du 56° parallèle (Talbot, 1981). Les premiers résultats (RCPPQ; Talbot, 1982) transmis par 29 des 46 stations, situées pour la plupart dans la partie la plus densément peuplée de la province, révèlent une courbe géographique ne différant guère des modèles fondés sur les données du CANSAP, mais beaucoup plus étroitement restreinte le long de l'axe Kingston-Montréal-Québec (figures 7 et 8). Compte tenu des grandes distances (200-300 km) qui séparent les stations du CANSAP, la distribution spatiale de SO_4^{2-} et NO_3^- reflète des structures interprovinciales peu représentatives des structures de distribution dues aux caractéristiques régionales (100 km) comme la topographie et l'urbanisation. La comparaison de ces structures à propos des mêmes polluants acides basée sur les données du CANSAP et de la province de Québec permet de mieux comprendre les origines distantes et régionales des polluants atmosphériques. Par exemple, les courbes isoplèthes tracées à partir des données du réseau provincial (figures 7 et 8) démontrent, à l'instar des données du CANSAP, que le transport à grande distance des polluants atmosphériques provient du sud-ouest. Toutefois, ces mêmes courbes révèlent l'importance des sources régionales dans la province. En particulier, la courbe isoplèthe de SO_4^{2-} tracée à partir des données du RCPPQ révèle que l'isoplèthe de 70 µeq L^{-1} est fortement restreint aux basses terres du St-Laurent entre Montréal et Québec. Cela est attesté, encore que dans une moindre mesure, par l'isoplèthe de 30 µeq L^{-1} en ce qui concerne NO_3^-. Ces isoplèthes reflètent de fortes sources d'émissions anthropiques régionales dans la région de

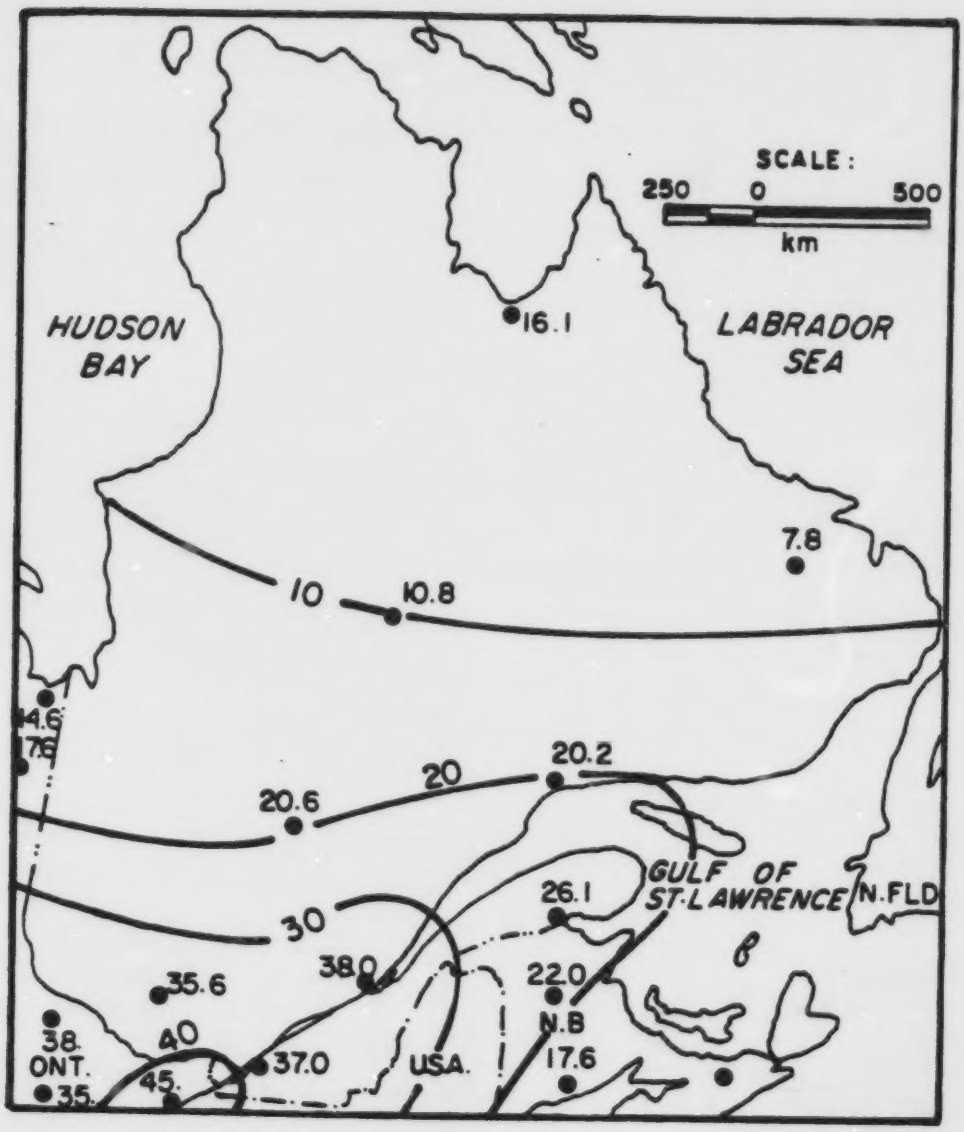


Figure 1. Distribution spatiale dans la province de Québec de la conductivité des précipitations annuelles moyennes (μmho cm^{-1}) pour l'année 1981 (adapté des données du CANSAP).

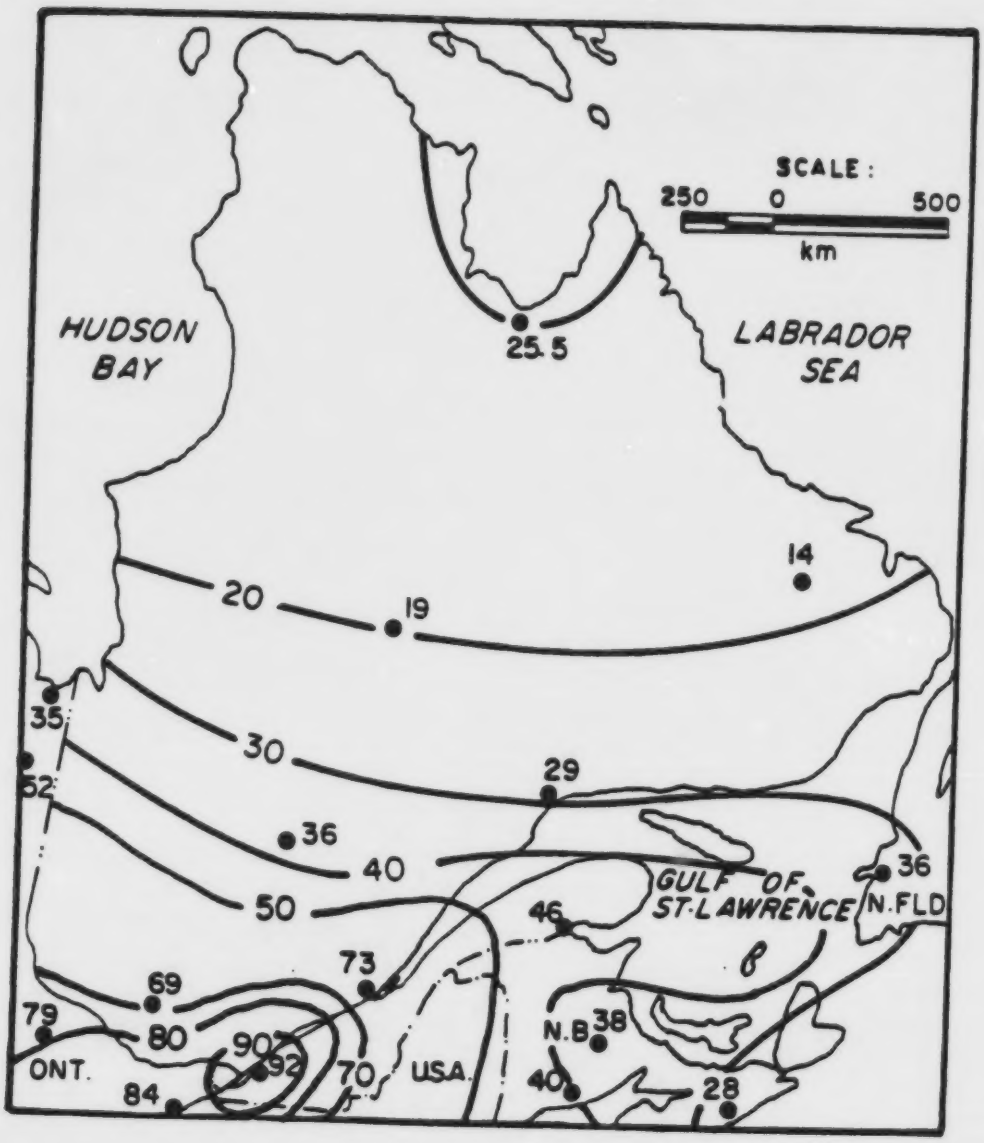


Figure 2. Distribution spatiale dans la province de Québec de la concentration de SO_4^{2-} dans les précipitations annuelles moyennes ($\mu Eq\ L^{-1}$) pour l'année 1981 (adapté des données du CANSAP).

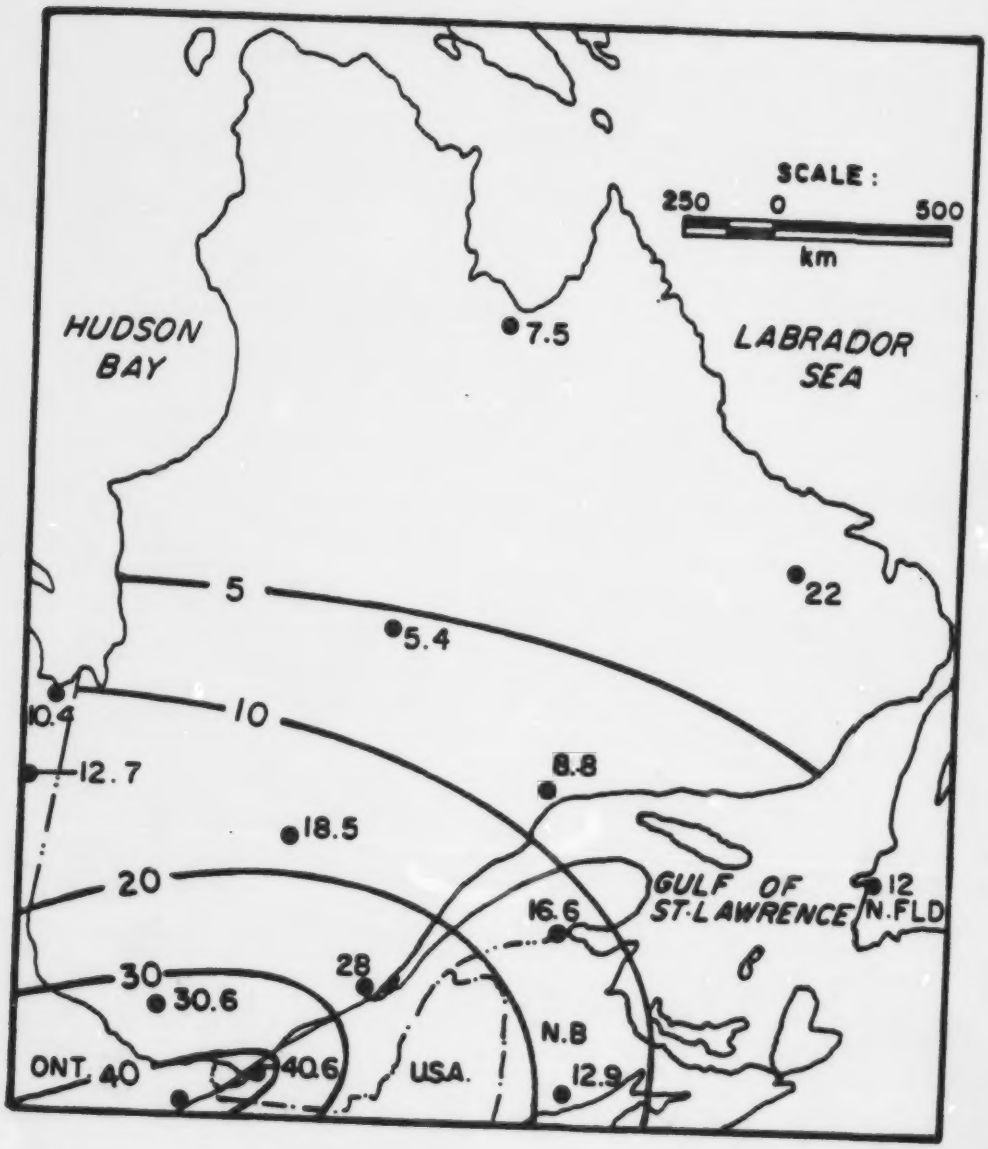


Figure 3. Distribution spatiale dans la province de Québec de la concentration de NO_3^- dans les précipitations annuelles moyennes ($\mu Eq\ L^{-1}$) pour l'année 1981 (adapté des données du CANSAP).

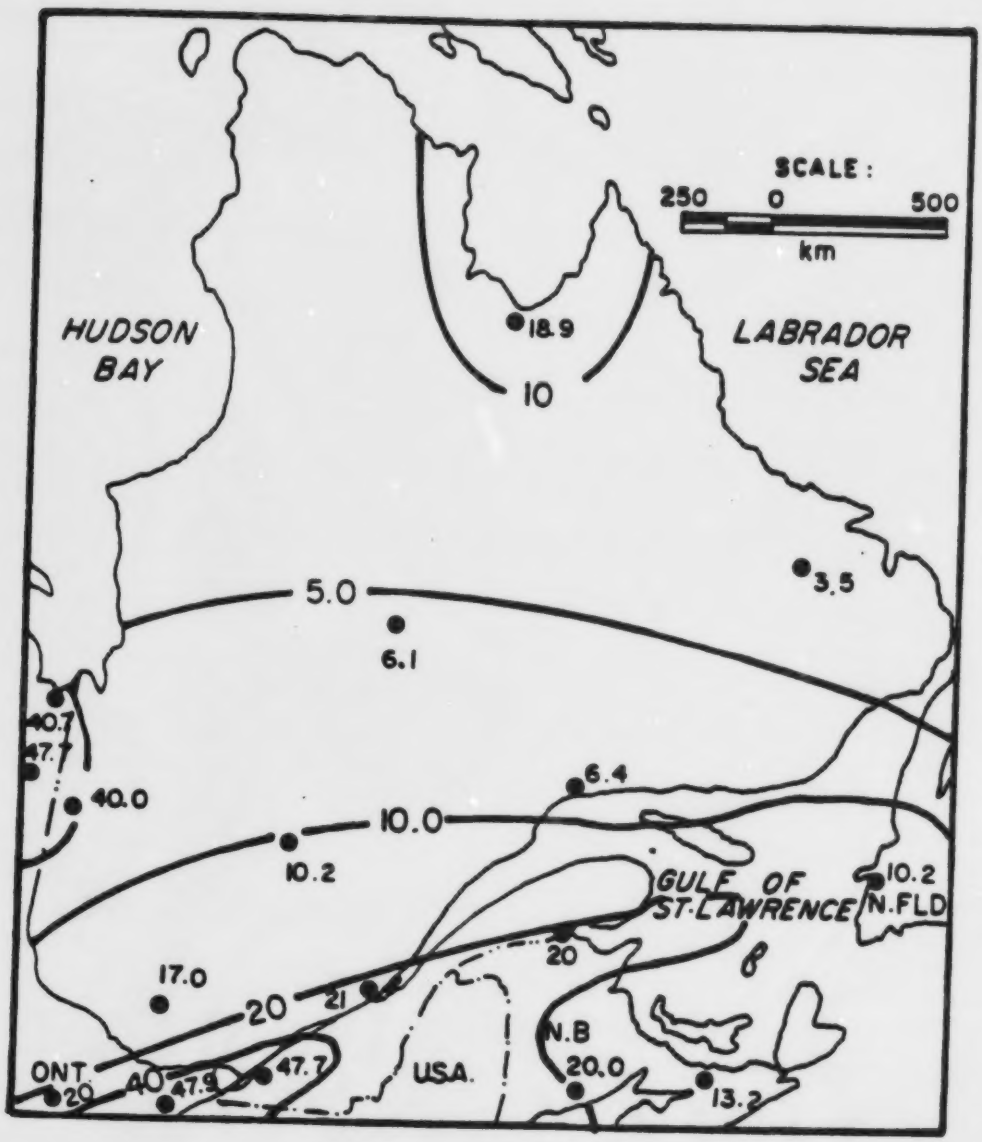


Figure 4. Distribution spatiale dans la province de Québec de la concentration de CA^{2+} dans les précipitations annuelles moyennes ($\mu Eq\ L^{-1}$) pour l'année 1981 (adapté des données du CANSAP).

Tableau 1. Chimie des précipitations moyennes mensuelles pour l'année 1981 à la station de surveillance de la forêt de Montmorency du Réseau canadien de surveillance de l'atmosphère et des précipitations (données établies à partir de Barrie *et al.*, 1982)

	1981												
Parametre	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	X
H^+ µeq L^{-1}	19,95	20,42	13,18	25,70	54,95	29,51	32,36	32,36	26,92	25,12	43,65	3,09	27,26
	6*	10	10	11	13	9	8	12	14	20	11	17	141
SO_4^{2-} µeq L^{-1}	28,60	30,60	26,50	42,90	75,60	55,20	49,00	36,80	40,90	3,80	38,80	22,50	40,35
	7	14	13	12	14	12	10	13	15	20	13	18	161
NO_x^- µeq L^{-1}	42,70	37,80	16,90	36,60	26,50	11,80	13,04	9,66	7,32	17,20	12,40	7,11	19,90
	7	13	10	10	12	9	7	13	11	16	5	5	118
Cl^- µeq L^{-1}	11,80	17,50	8,00	1,40	1,40	<1,40	3,00	<1,40	5,70	2,80	4,50	21,40	6,69
	7	14	13	12	14	12	9	13	15	20	13	19	161
Ca^{2+} µeq L^{-1}	8,50	4,20	3,80	20,00	13,00	4,50	5,55	3,50	3,00	5,50	9,00	10,00	7,54
	4	10	8	12	14	9	5	13	7	16	8	10	116
NH_4^+ µeq L^{-1}	5,80	7,70	7,80	22,40	21,40	12,40	11,00	7,70	14,80	7,20	0,70	1,30	10,02
	7	14	10	10	12	9	7	13	11	16	5	5	119
Mg^{2+} µeq L^{-1}	1,64	1,11	0,49	4,09	3,27	0,82	0,65	0,24	0,34	0,86	2,66	2,95	1,59
	4	10	8	12	14	9	5	13	7	16	8	10	116
Na^+ µeq L^{-1}	4,34	9,00	7,60	10,00	8,69	12,50	3,73	3,04	1,98	1,86	6,95	18,60	6,09
	4	10	8	11	13	9	5	13	7	16	8	11	115
K^+ µeq L^{-1}	0,69	0,20	0,38	0,76	0,80	0,39	0,10	0,11	0,18	0,11	0,89	2,49	0,59
	4	10	8	11	13	9	5	13	7	16	8	11	115
Σ cations µeq L^{-1}	40,92	42,63	33,25	87,95	102,11	48,87	53,34	46,95	47,22	40,65	63,85	38,43	53,09
Σ anions µeq L^{-1}	83,10	85,90	51,40	80,90	103,50	68,40	65,04	47,86	53,92	56,80	55,70	51,01	66,94
t°C	-18,3	-7,4	-6,6	0,3	7,2	12,1	15,0	13,8	8,6	2,0	-3,0	-8,7	1,25
ppt (mm)	54,90	247,40	156,80	137,50	133,30	194,80	78,20	180,20	105,90	117,20	60,60	99,60	130,57

* Nombre d'observations

Tableau 2. Chimie des précipitations annuelles moyennes dans la région de Québec et le parc des Laurentides

VARIABLE	CANSAP[1] Québec	CANSAP[2] Québec	CAPN[3] Montmorency	RCPPQ[4] Montmorency	RCPPQ[5] Apica
H^+ µeq L^{-1}	33,01	63,00	27,26	47,49	41,74
SO_4^{2-} µeq L^{-1}	105,90	73,21	40,35	41,10	49,59
NO_x^- µeq L^{-1}	37,10	28,51	19,90	26,76	20,20
Cl^- µeq L^{-1}	16,10	10,46	6,69	4,17	10,44*
Ca^{2+} µeq L^{-1}	51,03	21,06	7,54	4,76	8,85
NH_4^+ µeq L^{-1}	32,21	23,10	10,01	15,18	11,54
Mg^{2+} µeq L^{-1}	4,75	2,87	1,59	1,45	1,46
Na^+ µeq L^{-1}	10,89	5,37	6,01	2,51	13,81*
K^+ µeq L^{-1}	3,27	1,37	0,59	0,62	0,92
HCO_3^- µeq L^{-1}	—	—	—	0,22	0,00
Σ cations µeq L^{-1}	151,25	116,77	53,09	72,13	78,32
Σ anions µeq L^{-1}	159,91	112,18	66,94	72,03	80,23
Conductivité (µmho cm^{-1})	42,84	38,80	—	14,00	

1 Aéroport de Québec, données du CANSAP, 1977-1981 (n = 41-44)
2 Aéroport de Québec, données du CANSAP, 1981 (n = 8)
3 Forêt de Montmorency, données du CAPN, 1981 (n = 115-141)
4 Forêt de Montmorency, données du RCPPQ, 1982 (n = 348)
5 Mont Apica, données du RCPPQ, 1982 (n = 178)

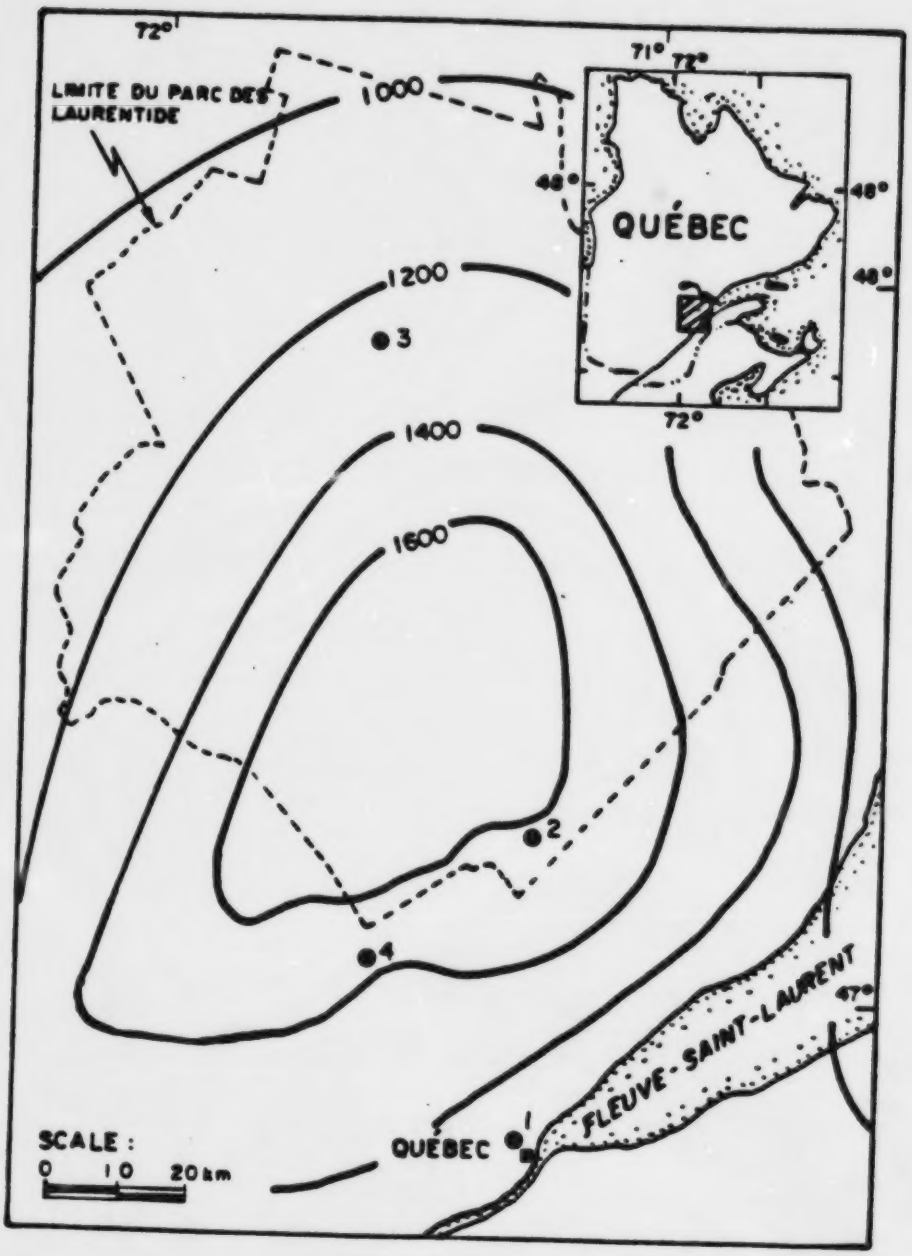


Figure 5. Total des précipitations annuelles moyennes (mm) sur la région du parc des Laurentides et emplacement des sites étudiés (1- station du CANSAP à l'aéroport de Québec; 2- stations du CAPN et du RCPPQ de Montmorency; 3- station du RCPPQ de Mont-Apica; 4- Lac Tantaré).

Tableau 3. Composition chimique moyenne des précipitations, de l'eau de pénétration par les frondaisons, de l'eau des cours d'eau et des lacs dans la région du parc des Laurentides

Variable	1	2	3	4	5
H^+ µeq L^{-1}	38,83	1,12	25	7,94	1,20
SO_4^{2-} µeq L^{-1}	43,68	51	92	118,70	84,80
NO_x^- µeq L^{-1}	22,68	13	6	8,54	2,09
Cl^- µeq L^{-1}	8,76	4,3	9	8,57	11,40
Ca^{2+} µeq L^{-1}	7,05	15	50	75,00	125,00
NH_4^+ µeq L^{-1}	12,24	--	--	--	--
Mg^{2+} µeq L^{-1}	1,50	25	17	15,38	43,30
Na^+ µeq L^{-1}	8,77	8	26	21,73	41,30
K^+ µeq L^{-1}	0,71	33	9	7,69	4,70
Alcalinité mg $CaCO_3$ L^{-1}	--	--	--	--	188,33
Al µg L^{-1}	--	10	350	22,00	110,00
Fe µg L^{-1}	--	50	100	40,00	111,50
Mn µg L^{-1}	--	400	20	40,00	21,00
Σ cations µeq L^{-1}	69,10	82,12	127,0	127,74	215,50
Σ anions µeq L^{-1}	75,12	68,3	107,0	135,81	286,62
Conductivité	14,00	31,2	26,4	18,00	24,00
N	641-667	4	8		104

1 : Moyenne des précipitations du CAPN et du RCPPQ
2 : Bassin versant de Tantaré, eau de pénétration par les frondaisons de bouleaux jaunes (1982)
3 : Lac Tantaré, cours d'eau B
4 : Lac Tantaré (Ouellet et Jones, 1983)
5 : Lac Laflamme (Papineau, 1983)

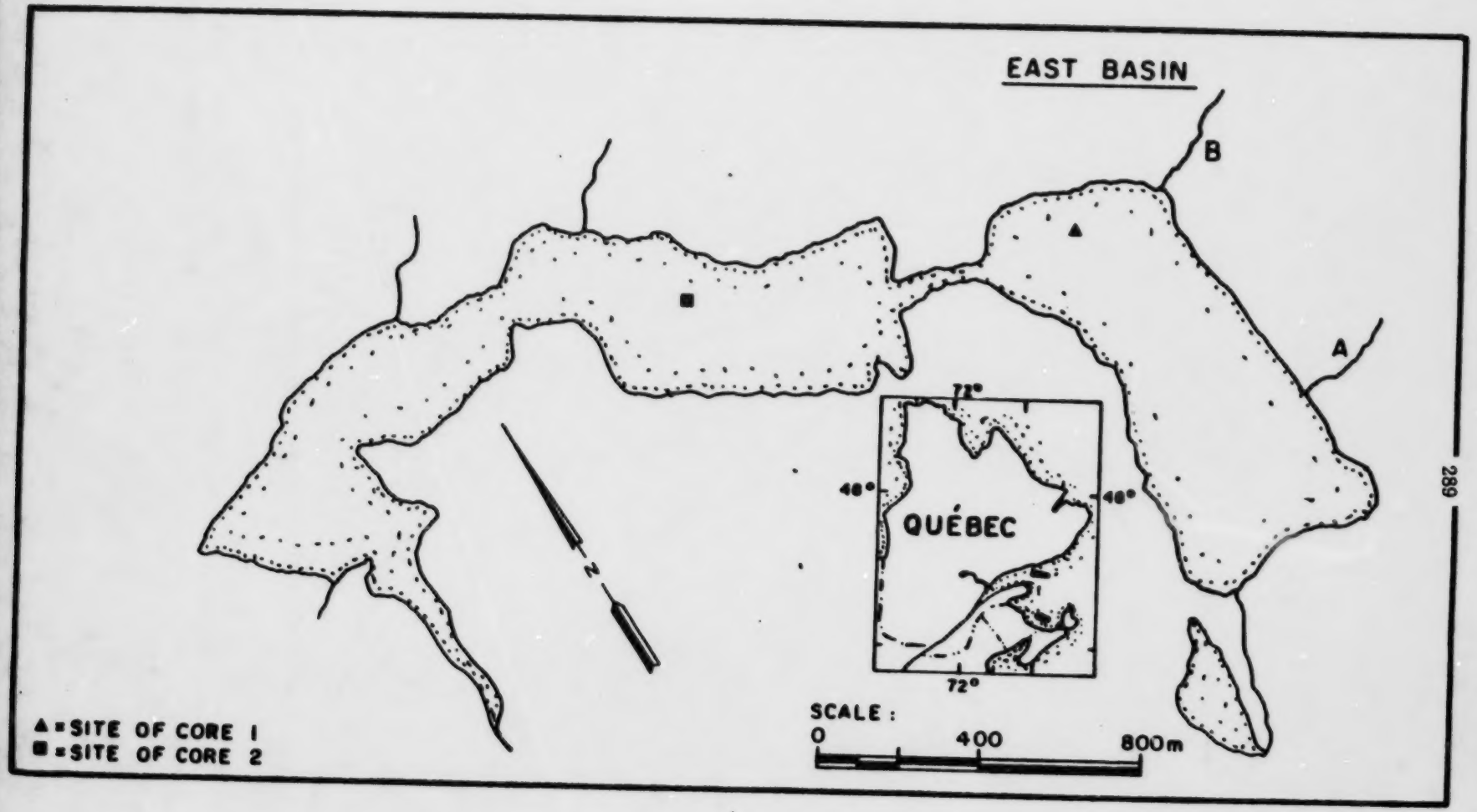


Figure 6. Caractéristiques morphologiques du lac Tantaré et sites étudiés (Δsite de la carotte 1; ▮ site de la carotte 2).

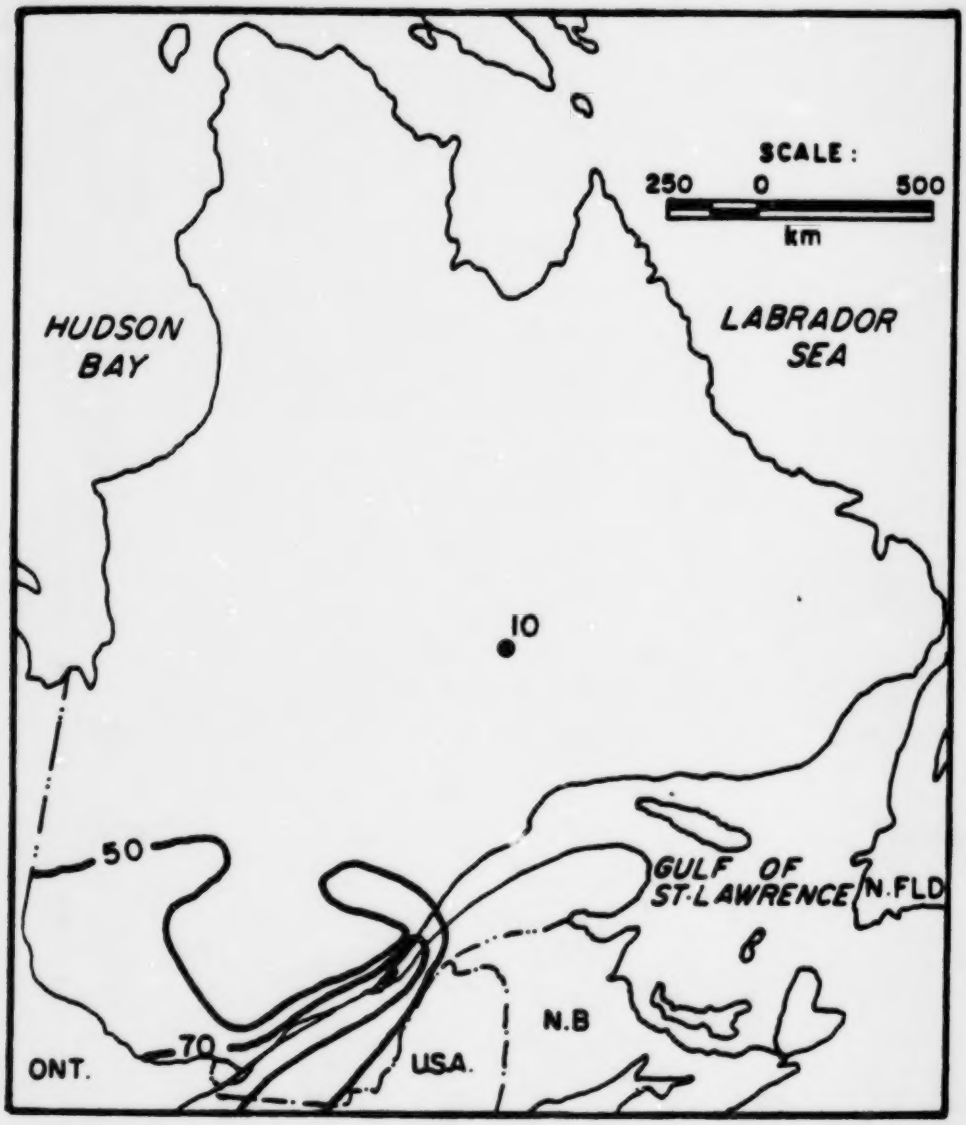


Figure 7. Distribution spatiale dans le sud de la province de Québec de la concentration moyenne en SO_4^{2-} ($\mu Eq\ L^{-1}$) des précipitations humides pour la période de juin 1981 à la fin de janvier 1982 (données du RCPPQ).

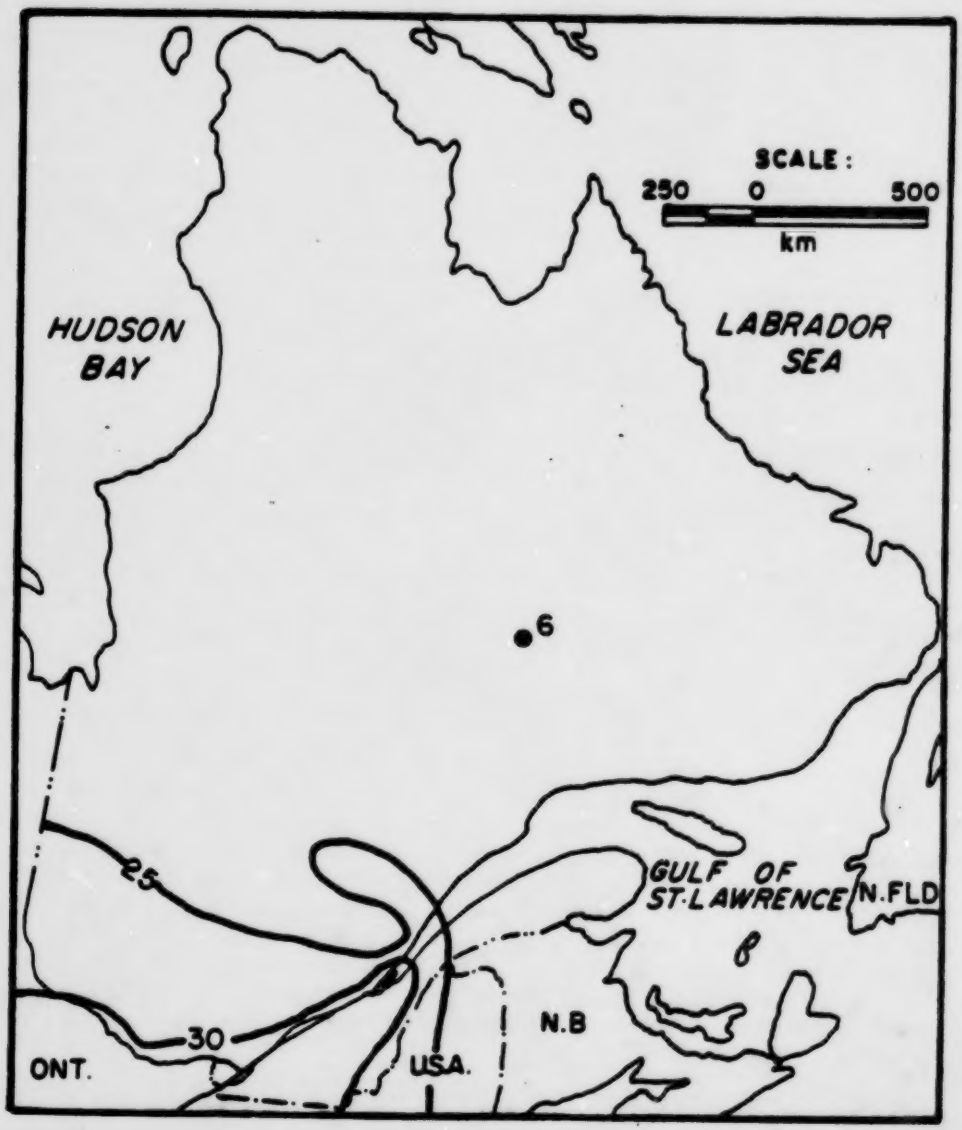


Figure 8. Distribution spatiale dans le sud de la province de Québec de la concentration moyenne en NO_3^- ($\mu Eq\ L^{-1}$) des précipitations humides pour la période de juin 1981 à la fin de janvier 1982 (données du RCPPQ).

Montréal. Des émissions régionales analogues ressortent également des courbes géographiques des isoplèthes de 50 et de 25 µeq L^{-1} concernant SO_4^{2-} et NO_3^- au-dessus de la région de l'Abitibi-Témiscamingue (N.-O.) et du Saguenay - Lac St-Jean (N.-Centre).

Pour évaluer avec précision les taux de dépôts humides de polluants atmosphériques dans la province, nous devons nous rappeler que les stations d'échantillonnage du CANSAP sont pour la plupart situées sur les aéroports aux côtés des observatoires météorologiques du Service de l'environnement atmosphérique. Il est donc clair qu'une partie des retombées de polluants atmosphériques mesurées dans les basses terres du St-Laurent provient d'émissions régionales et locales et qu'on ne peut extrapoler les mesures régionales directement aux régions reculées comme le parc des Laurentides. Bien que les émissions locales ainsi que le transport régional et à grande distance des matériaux soient difficiles à différencier et à quantifier, Lewis *et al.* (1983), après avoir étudié la composition de la neige de différentes tempêtes dans la région de Montréal, ont conclu que les émissions urbaines contribuent de manière significative à la charge chimique des particules atmosphériques qui se déplacent dans la région. Par ailleurs, leur étude a également confirmé l'existence du transport à grande distance des polluants atmosphériques. Le retour arrière des trajectoires aériennes a révélé que les particules atmosphériques qui étaient passées au-dessus de sources émettrices de SO_x et NO_x à l'ouest et au sud-ouest (région de l'Ontario - des Grands Lacs) avaient donné des chutes de neige qui avaient un pH inférieur à la moyenne et de plus fortes concentrations de sulfates et de nitrates que la moyenne. Singh et Nobert (1982), dans le cadre de leur étude sur les propriétés chimiques des précipitations dans la région de la Baie James, en sont venus à la même conclusion au sujet de l'origine de la plupart des précipitations acides. Lachance *et al.* (1977) ont détecté les effets de la charge chimique régionale provenant de la région de Montréal sur la qualité des précipitations dans les Cantons de l'Est situés à environ 100 km au sud-est de Montréal.

Si l'on compare la composition chimique des données du CANSAP recueillies à l'aéroport de Québec à celles d'autres réseaux (CAPN, RCPPQ), on constate que même si la concentration d'ions CA^{2+} est multipliée à l'aéroport de Québec par des facteurs de 7 et 3 respectivement pour les données de 1977-1981 et de 1981, la concentration d'ions H^+ dans la première série de données (1977-1981) est du même ordre que celle que l'on trouve dans les sites reculés du parc des Laurentides. La plus forte concentration d'ions H^+ dans les données de 1981 du CANSAP est sans doute attribuable au choix du site et à l'erreur d'échantillonnage analysée par Barrie et Sirois (1982). Nous devons également noter que l'échantillonnage composé a débuté en janvier 1980.

Tendances saisonnières

La chimie des précipitations, qui est le résultat complexe de divers processus terrestres et atmosphériques (Fowler, 1980), ne varie pas seulement en fonction de l'espace, mais également du temps. La qualité des précipitations humides dépend largement de la saison et des conditions météorologiques. Pour identifier le comportement saisonnier de la qualité des précipitations dans le parc des Laurentides, nous avons utilisé les concentrations mensuelles moyennes relevées à la station de Montmorency du CAPMON en 1981 (tableau 1). Le comportement saisonnier des constituants des précipitations affichait des tendances marquées et est illustré à la figure 9. Ces tendances et d'autres tendances moins dominantes sont également bien établies dans la matrice de corrélation (tableau 4) qui affiche une régression positive significative ($p < 0,01$) entre les ions H^+ et SO_4^{2-}, NH_4^+ et SO_4^{2-} et un coefficient de corrélation positive moins fort ($p < 0,05$) entre la température moyenne mensuelle de l'air et les ions SO_4^{2-}.

La dispersion des mesures autour de leur moyenne annuelle révèle sans équivoque l'importance des ions Cl^-, NO_3^-, K^+, NA^+, Mg^{2+} et Ca^{2+} durant la saison hivernale, ces ions étant énumérés par ordre décroissant d'importance relative. Le coefficient de corrélation négative significative (-0,71) entre les ions Cl^- et la température ($p < 0,01$) et entre les ions NO_3^- et la température ($p < 0,05$) reflète leur plus grande abondance durant la saison d'hiver. Certains des ions NO_3^- proviennent sans doute de la plus forte combustion de combustibles à base de pétrole durant cette période, alors que la

hausse de la concentration d'ions Cl^- est sans doute attribuable à l'épandage local de sel sur les routes. La relation significative ($p < 0,05$) entre les ions Cl^- et Na^+ est sans doute un autre indice de la contamination des précipitations humides à la station de Montmorency du CAPMON par le sel épandu sur les routes. Grimard (communication personnelle, 1983) a également constaté une contamination de même origine à la station de Mont-Apica du RCPPQ. Il est un fait (Munger, 1982; Raynor et Hayes, 1982) que diverses activités saisonnières (comme le chauffage, le labourage) ou des événements naturels (comme les particules minérales provenant de la surface du sol au printemps ou de la neige en hiver) affectent la qualité saisonnière des précipitations.

D'après l'analyse qui précède, il est clair que les contaminations locales et régionales de nature saisonnière de même que la mauvaise situation de nombreuses stations du CANSAP peuvent être à l'origine d'erreurs (essentiellement une surestimation) dans les taux de dépôts chimiques. C'est ainsi que nous pensons que les charges de polluants atmosphériques transportées sur de grandes distances au-dessus du parc des Laurentides, évaluées à partir des données du CANSAP depuis 1977, ont été surestimées et qu'une partie de ces charges représente les émissions régionales et locales aux sites d'échantillonnage.

Limnologie chimique régionale

De nombreuses études révèlent que les polluants acides anthropiques comme NO_x et SO_x ont contribué à l'acidification des eaux de surface dans les régions reculées de Norvège (Braekke, 1976; Wright et Henriksen, 1978), de Suède (Hörnström *et al.*, 1973; Oden, 1976; Dickson, 1975), d'Écosse (Wright et Henriksen, 1980), du nord-est des États-Unis (Schofield, 1976; Davis *et al.*, 1980), de l'Ontario (Conroy *et al.*, 1976), du Québec (Jones *et al.*, 1980; Bobée *et al.*, 1982; Richard, 1982) et des provinces maritimes (Watt *et al.*, 1979).

L'acidification des eaux de surface pauvres en minéraux et les changements chimiques de l'environnement qui les accompagnent sont des phénomènes complexes et mal compris. Une forte toxicité du pH, associée notamment à la fonte des neiges ou aux fortes pluies d'automne, a été relevée (Leivestad et Muniz, 1976; Leivestad *et al.*, 1976; Farmer *et al.*, 1981). De plus, en cas d'abaissement du pH, les métaux toxiques sont mobilisés et lessivés des sédiments lacustres ou du bassin versant (Pionke et Corey, 1967; Cronan et Schofield, 1979; Johnson, 1979; Norton et Hess, 1980; Schindler *et al.*, 1980). Des changements ont également été constatés dans les rivières à saumon de l'Atlantique; Van Coillie *et al.* (1982) ont observé de plus fortes concentrations d'aluminium, de fer et de cuivre dans les biefs inférieurs de quatre rivières à saumon de l'Atlantique du québec, et Watt *et al.* (1983) ont constaté une baisse des concentrations de HCO_3^- et une hausse des concentrations de Al et de SO_4^{2-} dans des rivières de Nouvelle-Écosse. Il est difficile d'évaluer la proportion de substances acides et de métaux provenant du bassin versant et la quantité de retombées atmosphériques. Likens *et al.* (1977) ont démontré dans le cadre d'une étude sur l'équilibrage des masses d'un bassin versant à Hubbard Brook que 32 % des apports de S dans le système étaient d'origine sèche. Ouellet et Jones (1983) ont démontré que les apports atmosphériques de plomb dans l'écosystème aquatique sont importants, même dans le cas des lacs situés dans la région reculée d'Ungava, au Québec.

La plupart des autres études régionales menées au Québec sur le changement de la qualité de l'eau se sont appuyées sur les techniques multicritères. Une analyse des données antérieures provenant de divers programmes de surveillance (Bobée *et al.*, 1982) a fait apparaître un certain nombre d'inconsistances entre les calculs de l'alcalinité à point fixe et les calculs effectués à partir du pH et du carbone inorganique dissous qui ont donné lieu à des calculs de l'alcalinité au point d'inflexion total et à d'autres peaufinements méthodologiques. D'après une analyse de 256 lacs, les constats les plus intéressants sont que 1) les lacs du bouclier canadien sont beaucoup plus vulnérables à l'acidification que ceux des basses terres laurentiennes et 2) qu'une courbe prononcée sud-ouest - nord-est d'une baisse des concentrations de sulfates caractérise les eaux des lacs du bouclier, ce qui permet de croire que la distribution des sulfates dépend de processus atmosphériques et n'est pas régie par des sources géologiques localisées.

Des études effectuées dans les zones géographiques plus restreintes du bouclier par les auteurs du présent rapport (non publiées) ont fait apparaître des résultats analogues; une étude de 110 lacs dans le parc des Laurentides a révélé que la plupart de ces lacs avaient un faible pouvoir tampon.

D'après une analyse factorielle statistique en mode R des diverses données topométriques, morphologiques et physicochimiques existant sur les lacs étudiés (figure 10), on constate que les lacs les plus acides sont situés dans la partie sud-ouest du parc (forte charge longitudinale positive par rapport à la forte charge négative de H sur le facteur F2), ce qui concorde avec les conclusions de Jones *et al.* (1980) et avec celles de Bobée *et al.* (1982). On peut donc penser que cette partie de la région considérée reçoit une plus grosse quantité de polluants atmosphériques provenant essentiellement des Grands Lacs - de la vallée du St-Laurent, en raison de l'effet orographique du Plateau Laurentien sur les masses d'air qui se déplacent essentiellement en direction du nord-est. En revanche, le groupement du carbone inorganique total, le magnésium, l'alcalinité, la latitude et le pH des 100 lacs ont été attribués aux lacs reposant sur les dépôts glaciaires plus calcaires que l'on trouve dans la partie nord-ouest du parc ainsi qu'aux lacs moins vulnérables situés pour la plupart à plus basse altitude. Le rapport bassin versant/surface du lac semble être également une variable importante dans ces lacs moins vulnérables. Ceux-ci se caractérisent par une faible transparence qui est peut-être le fruit d'une plus forte productivité des eaux pélagiques. Nous devons signaler toutefois que les lacs hautement colorés (couleur > 40 unités) ont été éliminés de l'analyse statistique. Enfin, nous n'avons pu établir de forte corrélation ($p < 0,01$) entre le pH et l'aluminium. Cela concorde avec les résultats de Bobée *et al.* (1982) mais pas avec ceux de Richard (1982) ou de Campbell *et al.* (1983).

Richard (1982) a effectué une série d'études exhaustives en s'appuyant à la fois sur des données physicochimiques et des statistiques sur le rendement/les activités de pêche pour déterminer si une baisse de la faune aquatique pouvait être attribuée à l'acidification de l'eau des lacs. Il n'a réussi à démontrer que de légères baisses du rendement dans les lacs plus acides, sans pouvoir établir de relation sans équivoque entre cette baisse et l'acidité des lacs ou la différence d'intensité des activités de pêche dans chaque lac.

En général, les tentatives visant à dévoiler des mécanismes à partir de données descriptives n'ont pas été aussi fructueuses que les approches pragmatiques adoptées ailleurs au Canada (Schindler *et al.*, 1980; Dillon *et al.*, 1979; Yan *et al.*, 1982).

Nous avons axé notre étude essentiellement sur le lac Tantaré et le lac Laflamme que nous jugeons être représentatifs respectivement des milieux acidifiés et non acidifiés du parc des Laurentides. Le lac Tantaré contient de plus fortes concentrations d'ions H^+, SO_4^{2-}, NO_x^-, K^+, Al^{3+}, Fe et Mn (tableau 3) et ses eaux sont plus transparentes ($e = 0,2\ m^{-1}$), ce qui correspond aux autres lacs acides du bouclier canadien.

Bassin versant expérimental du lac Tantaré

Eau de pénétration par les frondaisons

Le bassin versant du lac Tantaré est entièrement recouvert de forêts mais la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons (tableau 3) n'a été analysée que dans les peuplements de bouleaux jaunes murs sur la rive sud (exposée au sud-ouest) du bassin peu profond (Jones *et al.*, 1983). Cette association arborescente, même si elle n'est pas représentative du bassin tout entier, recouvre la majeure partie de la superficie de drainage de deux cours d'eau (figure 6). L'un de ces cours d'eau affiche des mesures de pH régulièrement basses (4,4-4,6) alors que le deuxième (A), qui revêt une importance relativement minime dans le système hydrologique, n'est pas aussi acide (ph 5,8-6,2).

La qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons du bouleau jaune varie grandement avec la saison, l'intensité pluviale, la qualité des précipitations incidentes, le nombre de jours sans pluie avant un événement et l'espèce d'arbre (Eaton *et al.*, 1973). Tous ces facteurs ont pour effet que les

variations annuelles qui se produisent dans la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons peuvent être plus grandes qu'en ce qui concerne les pluies incidentes. Cela est d'autant plus vrai que l'on mesure la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons du printemps jusqu'à la fin de l'été. Toutefois, on peut tirer certaines conclusions générales à partir des valeurs moyennes saisonnières, lorsque l'effet du couvert sur les précipitations incidentes qui atteignent le sol est à son maximum (printemps) ou à son minimum (automne).

Le tableau 3 indique la qualité moyenne des pluies incidentes saisonnières et la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons au printemps et au début de l'été 1982. Le fort pouvoir de neutralisation du couvert du bouleau jaune vis-à-vis des précipitations incidentes durant cette période est attesté par l'élimination de plus de 97 % de la concentration en ions hydrogène des précipitations incidentes qui sont remplacés par des ions calcium, magnésium et surtout potassium. En outre, si l'on compare la somme des cations dans les pluies et l'eau de pénétration par les frondaisons, on constate que les quantités de calcium, de magnésium et de potassium sont nettement supérieures à ce qui est nécessaire pour neutraliser les quantités d'ions hydrogène dans les précipitations incidentes. En automne, lorsque les feuilles tombent ou sont déjà tombées, l'acidité de l'eau de pénétration par les frondaisons est souvent plus élevée que celle des pluies incidentes. Ces différences prouvent le rôle actif que les processus métaboliques des arbres et des feuilles jouent dans l'élimination des ions hydrogène à l'interface atmosphère-couvert. Les résultats relatifs à l'eau de pénétration par les frondaisons du bouleau au lac Tantaré concordent avec ceux de Eaton *et al.* (1973) et d'Abrahamsen *et al.* (1977), même si les concentrations des différents ions varient dans chaque cas, sans doute à cause de l'emplacement de sites isolés.

Pour les anions fortement acides, la teneur anionique totale des pluies incidentes et de l'eau de pénétration par les frondaisons augmente pour tous les événements de précipitation dans le cas de SO_4^{2-} mais demeure relativement stable ou même diminue pour NO_3^- selon chaque événement.

À l'heure actuelle, il est impossible d'extrapoler ces résultats pour les dépôts acides sur tout le bassin versant (par an), car ces conclusions sont tirées des valeurs moyennes de certains événements de précipitation pendant la période du printemps au début de l'automne 1982 calculées d'après les données de l'échantillonnage séquentiel réalisé durant les événements isolés (Jones *et al.*, 1983). On peut observer des écarts plus ou moins importants dans la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons et de l'eau de pluie durant les périodes où les déperditions ou les gains d'anions provenant d'acides forts fluctuent de manière irrégulière autour des valeurs moyennes. De plus, comme les hausses des dépôts de SO_4^{2-} dans l'eau de pénétration par les frondaisons sont dues principalement au lavage des aérosols qui se déposent durant les périodes sèches, les hausses de SO_4^{2-} peuvent être rapportées à l'efficacité de captation du couvert. C'est ainsi que l'apport des dépôts secs au total des dépôts de SO_4^{2-} devrait être plus évident dans la partie du bassin versant du lac Tantaré contenant des épinettes. On sait que les épinettes et d'autres résineux ont un moindre effet neutralisant sur les pluies incidentes que le bouleau en raison essentiellement de leur plus fort taux d'interception des aérosols aéroportés durant les périodes sèches et du lavage qui s'ensuit (Abrahamsen *et al.*, 1977). Il est donc possible que dans le bassin versant, le total des dépôts acides sur le sol soit plus proche ou même supérieur aux précipitations incidentes si l'acidification de l'eau de pluie au contact du couvert des résineux dépasse le pouvoir neutralisant des feuillus au printemps et au début de l'été.

À ce propos, il faut être prudent lorsqu'on tente d'établir une relation entre la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons du bouleau jaune et l'eau des cours d'eau et des lacs. Toutefois, il est significatif que la très forte acidité du principal cours d'eau (B) qui s'écoule entre les peuplements de bouleaux et pénètre dans le premier bassin du lac sur la rive orientale subit très peu l'influence de la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons au printemps (pH = 5,95) ou à l'automne (pH = 4,2). Les mesures du pH du cours d'eau dans les pluies de printemps (après que la fonte nivale du printemps a été rincée) et les pluies d'automne sont d'environ 4,6. La composition anionique (tableau 3) de ces eaux d'écoulement est entièrement dominée par les anions SO_4^{2-} qui ont remplacé à toutes fins pratiques les ions bicarbonate comme anions majeurs. Les concentrations de cations

démontrent le lessivage géologique du calcium et du sodium de la matrice du sol et du sous-sol tandis que le magnésium et le potassium sont retenus par le bassin versant. Bien que le débit liquide réagisse rapidement aux événements de précipitation, il est impossible d'établir une relation directe entre la qualité du cours d'eau et la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons, étant donné qu'on ignore la durée de renouvellement de l'eau dans les différents paliers du sous-sol qui alimentent les cours d'eau. Selon les conditions d'écoulement des eaux de surface et des eaux souterraines, les précipitations qui pénètrent dans le bassin versant peuvent tout simplement déplacer les eaux souterraines vers le cours d'eau ou les lits ou peuvent traverser plus rapidement avec une partie des eaux souterraines la mince couverture du sol pour atteindre le système de drainage. Dans ce dernier cas, des échanges d'ions et d'éléments relativement plus importants entre les précipitations incidentes plus l'eau de pénétration par les frondaisons et le sol plus le sous-sol seraient nécessaires pour expliquer la différence de qualité entre l'eau des cours d'eau et l'eau de pénétration par les frondaisons. Cela vaut surtout pour l'aluminium qui, avec le manganèse, affiche les changements de concentration les plus frappants dans ces eaux par rapport aux précipitations et à l'eau de pénétration par les frondaisons. Les concentrations de manganèse sont relativement élevées dans l'eau de pénétration par les frondaisons par rapport à celles que l'on trouve dans les cours d'eau, ce qui témoigne des importantes quantités de cet élément qui sont recyclées dans l'écosystème forestier. Par contre, très peu d'aluminium semble être recyclé, alors que d'importantes quantités de cet élément sont mobilisées durant le passage des précipitations à travers le substratum en direction des cours d'eau. La mobilisation de l'aluminium ($\mu g\ L^{-1}$) dans ces eaux crée des conditions de stress (Baker et Schofield, 1982) pour la faune aquatique qui est actuellement en régression (Frenette, 1984). La mobilisation de l'aluminium dans le sol et les eaux souterraines devient appréciable lorsque le pH est inférieur à 5; au-delà de cette mesure, les ions aluminium tendent à se précipiter hors de la solution comme complexes colloïdaux. Dans les eaux lacustres, cela aboutit en fin de compte à la floculation et à l'agrégation des plus grosses particules et à leur transport vers les sédiments. Ce phénomène peut expliquer l'augmentation de la concentration d'aluminium dans les sédiments les plus récents (0-10 cm) du bassin oriental (figure 11).

Cela peut expliquer aussi les plus faibles concentrations d'aluminium constatées dans les eaux du premier bassin du lac (mesure moyenne du pH, 5,1 = 7,94 $\mu Eq\ H^+\ L^{-1}$, tableau 3). Cette chute de l'acidité des eaux du lac, par rapport à celle des affluents, est due principalement à une hausse de la concentration de calcium (50 - 75 $\mu Eq\ L^{-1}$) résultant du contact entre les eaux du lac et les sédiments pendant la durée de renouvellement des premières dans le bassin lacustre peu profond. La composition ionique des eaux du lac est plus équilibrée que celle de l'eau de pénétration par les frondaisons ou des cours d'eau. Les carences anioniques de ces deux dernières eaux sont probablement dues aux matériaux de nature organique acide (Jonsson, 1977) qui, d'après l'équilibre ionique de l'eau du lac, semblent être sélectivement éliminées du lac par sédimentation ou par des processus métaboliques.

Sédiments lacustres

On s'évertue depuis peu à établir des relevés historiques de la composition chimique des polluants atmosphériques et de leurs effets dans l'hémisphère nord par l'analyse des horizons des sédiments lacustres datés successivement (Davis *et al.*, 1980; Norton et Hess, 1980; Ouellet, 1981; Ouellet et Jones, 1983). Même s'il est généralement admis que les composés chimiques provenant du bassin versant en solution ou en suspension sont concentrés dans les sédiments lacustres, leur conservation dépend largement des caractéristiques limnologiques de la nappe d'eau réceptrice ainsi que de la dynamique chimique de chaque constituant. Ouellet et Jones (1983) ont récemment démontré que le comportement stratigraphique de certains métaux lourds, pour la plupart d'origine atmosphérique (Pb, Hg, Zn), dans les sédiments lacustres, est pratiquement le même pour un lac acide et un lac non acide et qu'il répond à des influences anthropiques. Toutefois, d'autres variables comme Al et Mn ont une distribution stratigraphique différente dans ces deux types de lacs différents. Afin de mieux comprendre le comportement des paramètres géochimiques des sédiments lacustres assujettis à des apports acides, nous avons étudié des carottes de sédiments prélevées au plus profond du bassin

oriental peu profond thermiquement non stratifié (figure 11) et dans le deuxième bassin stratifié le plus profond (figure 12).

D'après la distribution stratigraphique de ^{137}Cs, le taux de sédimentation a été évalué à environ 3,3 mm an^{-1} dans les deux bassins. D'après leur comportement stratigraphique récent (figures 11 et 12), les autres variables géochimiques peuvent être divisées en trois groupes. Les concentrations de ^{137}Cs, C, Na, Hg, Pb et Zn augmentent toutes à partir de l'intervalle stratigraphique de 10 à 20 cm vers le haut dans les deux carottes. La baisse subséquente de la concentration stratigraphique de Zn, Hg et, dans une moindre mesure, Pb, a récemment été attribuée à la baisse importante, depuis 1960, de l'émission totale de particules dans l'atmosphère qui résulte des nouvelles techniques antipollution (Ouellet et Jones, 1983). La légère hausse du calcium total, d'environ 2 %, au cours des 30 dernières années dans les deux bassins du lac Tantaré, est sans doute un autre indice de sa tendance récente à s'acidifier. Plusieurs chercheurs (Grahn *et al.*, 1974; Laake, 1976) ont démontré que la décomposition de la matière organique est réduite dans les lacs acides, les agents de décomposition bactériens ayant cédé la place à des agents fongiques. L'une des caractéristiques d'un lac acide comme le lac Tantaré est l'accumulation de vastes quantités de débris organiques, de végétaux (Isoètes), et de rameaux le long des rives; ce phénomène a été constaté par d'autres chercheurs (Grahn *et al.*, 1974). Le tapis de détritus grossiers, de champignons et d'algues au-dessus des sédiments décrit par ces auteurs est également présent dans le lac Tantaré. Une baisse conséquente de l'activité microbienne du lac Tantaré, qui affecterait grandement la disponibilité des éléments nutritifs, pourrait alors expliquer la pauvreté de sa communauté phytoplanctonique et sa transparence anormalement élevée de 11,0 m, qui rappelle l'analyse de lacs acides norvégiens de Almer *et al.* (1978). Les changements provoqués dans ces lacs par l'acidification de leurs eaux de surface ont amené Grahn *et al.* (1974) à formuler l'hypothèse d'une oligotrophication du système lacustre. Le recyclage des éléments nutritifs sous l'action des bactéries (Traaen et Laake, 1980) est un autre mécanisme important qui subit cet effet dans les milieux aquatiques acides et qui mérite d'autres études.

Le deuxième modèle de comportement stratigraphique est représenté par Si qui est caractérisé par une baisse marquée au niveau de 10 cm dans les deux carottes. Cette réaction négative à l'incidence des précipitations acides est le fruit de l'oligotrophication du système dans lequel la communauté de diatomées a été considérablement entamée. L'absence de ces organismes siliceux contribuerait donc à l'abaissement substantiel des silices biogéniques. Cette explication est étayée par les travaux de Kickman *et al.* (1981) qui, en utilisant des diatomées fossiles, ont démontré une récente baisse du pH dans le lac Tantaré.

Le troisième groupe de substances chimiques sédimentaires, qui se compose d'Al et de Mn, affiche des tendances stratigraphiques opposées dans les deux carottes. Ces substances augmentent vers le sommet des sédiments dans le premier bassin mais diminuent dans l'intervalle de 0 à 10 cm du deuxième bassin plus profond. Le lessivage accru de ces éléments du bassin versant de pH inférieur (Gjessing *et al.*, 1976; Cronan et Schofield, 1979; Van Coillie *et al.*, 1982) est corroboré par la chimie des eaux de surface des affluents, comme nous l'avons vu plus haut. Ces résultats donnent à penser que les éléments mobilisés à des mesures de pH proches de 4 dans le bassin versant et transportés par les eaux d'écoulement de surface vers le compartiment du lac (pH moyen 5,1) sont alors en partie, surtout pour l'aluminium, reprécipités dans le bassin oriental peu profond. Par ailleurs, surtout en ce qui concerne Mn, les tendances opposées observées dans le bassin plus profond stratifié proviennent sans doute du pH inférieur de l'eau hypolimnique et de l'anoxie qui règne en hiver et à la fin de l'été. Ces éléments sont alors remobilisés à l'interface eau-sédiments et quittent le système lacustre.

Pour ce qui est de la chronologie des divers événements, il est intéressant de noter que pour les deux carottes, les concentrations de Hg, Pb et Zn commencent à augmenter lentement, surtout dans le deuxième bassin, à proximité du niveau stratigraphique de 20 cm. Par ailleurs, les changements stratigraphiques de C, Al, Na et Si ne deviennent vraiment manifestes qu'au niveau de 10 cm. D'après les résultats de datation de ^{137}Cs, nous pouvons voir dans les premiers légers changements de Hg, Pb

et Zn au-dessous du niveau de 10 cm le premier indice du transport à grande distance de polluants atmosphériques qui semble remonter au début des années 1920. Jusque vers 1950, l'incidence des produits acidifiants sur les systèmes aquatiques du lac Tantaré semble avoir été minime. Mais aux alentours des années 1950, des changements draconiens se sont manifestés dans tout le système. Ceux-ci sont probablement dus à l'apport plus important de polluants atmosphériques provenant de la combustion du charbon qui a atteint son paroxysme peu après la guerre (Perry, 1983) ainsi qu'à la perte graduelle du pouvoir tampon de tout le système (terrestre et aquatique).

L'étude géochimique de 35 échantillons de sédiments superficiels répartis sur la totalité du bassin du lac Tantaré a révélé une importante source de Zn dans le ruisseau B situé à l'angle nord-est du lac (figure 13). Un promontoire en amont de l'embouchure du ruisseau en direction de l'eau plus profonde, qui correspond environ à la zone deltaïque du ruisseau, se caractérise par des concentrations de Zn qui atteignent 800 ppm, soit environ quatre fois plus que la concentration moyenne de cet élément à l'interface eau-sédiments de tout le lac. Une concentration également élevée de Zn, mais cette fois-ci atteignant 600 ppm, a également été constatée à proximité de l'arrivée du ruisseau A. L'eau moins profonde à cette extrémité du lac, qui est en outre plus exposée aux vents du nord, est sans doute responsable de la distribution spatiale plus étendue de l'anomalie concernant Zn. Ces distributions sont inhabituelles et ne correspondent pas aux conclusions de Ouellet et Poulin (1977) et de Ouellet (1980) qui ont démontré que dans les sédiments lacustres superficiels, il existe une corrélation fortement positive entre Zn ($p < 0,05$) et la profondeur de l'eau. Les métaux lourds se lient de préférence aux particules plus fines qui sont progressivement transportées par les forces hydrodynamiques qui agissent dans la nappe d'eau vers le point le plus profond du lac où ils se déposent de préférence.

La distribution anormale du Zn constatée récemment dans les sédiments lacustres superficiels vers l'embouchure du ruisseau B du lac Tantaré est étayée par la distribution stratigraphique de cet élément, comme nous l'avons vu plus haut. À partir de notre diagramme géochimique de datation de ^{137}Cs, ce phénomène semble avoir débuté au début des années 1950, ce qui concorde avec les conclusions de Cogbill et Likens (1974), de Cogbill (1976) et de Likens et Butler (1981) au sujet de l'évolution historique du pH des pluies dans le nord-est de l'Amérique. L'acidification marquée des précipitations depuis les années 1950, comme l'ont établi pour le Québec Ouellet et Jones (1983), aurait alors contribué à la mobilisation de Zn dans le bassin versant, surtout à un pH voisin de 5. Le Zn pénétrerait alors dans le lac par l'eau du ruisseau (ph 4,6) et serait alors partiellement reprécipité tandis qu'il atteint l'eau du lac dont le pH est de 5,1.

Même si l'on sait que Al est fortement mobilisé dans le bassin versant à un pH inférieur à 5, sa répartition spatiale dans les sédiments superficiels du bassin oriental du lac Tantaré (figure 14) ne présente aucune anomalie comme dans le cas de Zn. Cet élément abonde surtout au large des rives où des particules plus fines et plus légères se déposent de préférence au fond du lac. La distribution générale de Al par rapport à celle de Zn provient sans doute aussi de la mobilisation-floculation critique constatée à un pH d'environ 5. Étant donné que cette mesure de pH critique est également celle du lac dans lequel le ruisseau se déverse, une forte rétention de cet élément dans le bassin lacustre n'est pas possible. Cette déperdition de Al des systèmes lacustres est corroborée par la réduction marquée de Al dans l'intervalle de 0 à 10 cm du deuxième bassin (figure 12).

Conclusion

Notre étude nous a révélé que la composition chimique des précipitations qui arrosent le plateau des Laurentides du bouclier précambrien, au nord des basses terres du St-Laurent, telle qu'estimée depuis 1977 par le CANSAP, a été surestimée pour la plupart des paramètres. Les données du CANSAP combinent les apports atmosphériques locaux ainsi que les apports à l'échelle régionale et à grande distance. Bien que ce réseau d'échantillonnage des précipitations ait été remplacé par les nouveaux réseaux canadiens (CAPN) et provincial (RCPPQ) qui sont nettement moins sensibles aux

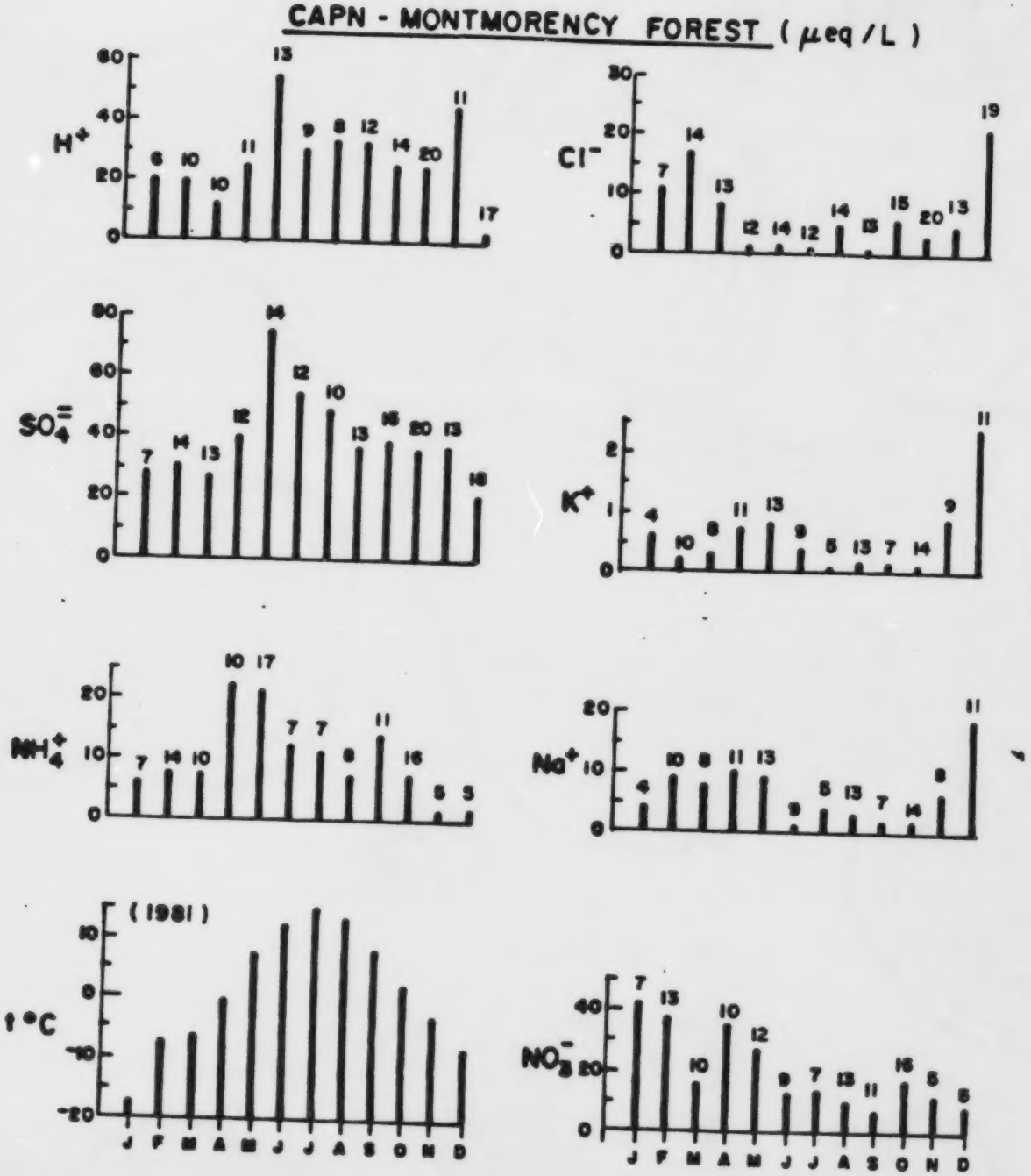


Figure 9. Distribution mensuelle moyenne de la concentration d'ions H^+, SO_4^{2-}, NH_4^+, Cl^-, K^+, Na^+ et NO_3^- ($\mu Eq\ L^{-1}$) dans les précipitations pour l'année 1981 à la station d'échantillonnage de la forêt de Montmorency du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (données établies à partir de Barrie *et al.*, 1982) et températures mensuelles moyennes de l'air en degrés Celsius.

Tableau 4. Matrice de corrélation de la composition chimique mensuelle moyenne des précipitations à la station de la forêt de Montmorency du CAPN - 1981

	H^+	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	Ca^{2+}	NH_4^+	Mg^{2+}	Na^+	K^+	ppt	t°C
H^+	1	0,83++	0,0	-0,70++	0,18	0,42	0,17	-0,32	-0,35	-0,09	0,52
SO_4^{2-}		1	0-,01	-0,66+	0,25	0,70++	0,21	-0,20	-0,23	0,05	0,63+
NO_3^-			1	0,16	0,45	0,28	0,36	-0,02	-0,10	0,12	-0,55+
Cl^-				1	0-,11	-0,54	0,08	0,57+	-0,58+	0,05	-0,71++
Ca^{2+}					1	0,47	0,94++	0,47	0,46	-0,25	-0,20
NH_4^+						1	0,28	-0,09	-0,28	0,21	0,44
Mg^{2+}							1	0,63+	0,64+	-0,25	-0,31
Na^+								1	0,80++	0,06	-0,33
K^+									1	-0,31	-0,45
ppt										1	0,19
t°C											1

\+ significative à $p < 0,05$
\+ + significative à $p < 0,01$

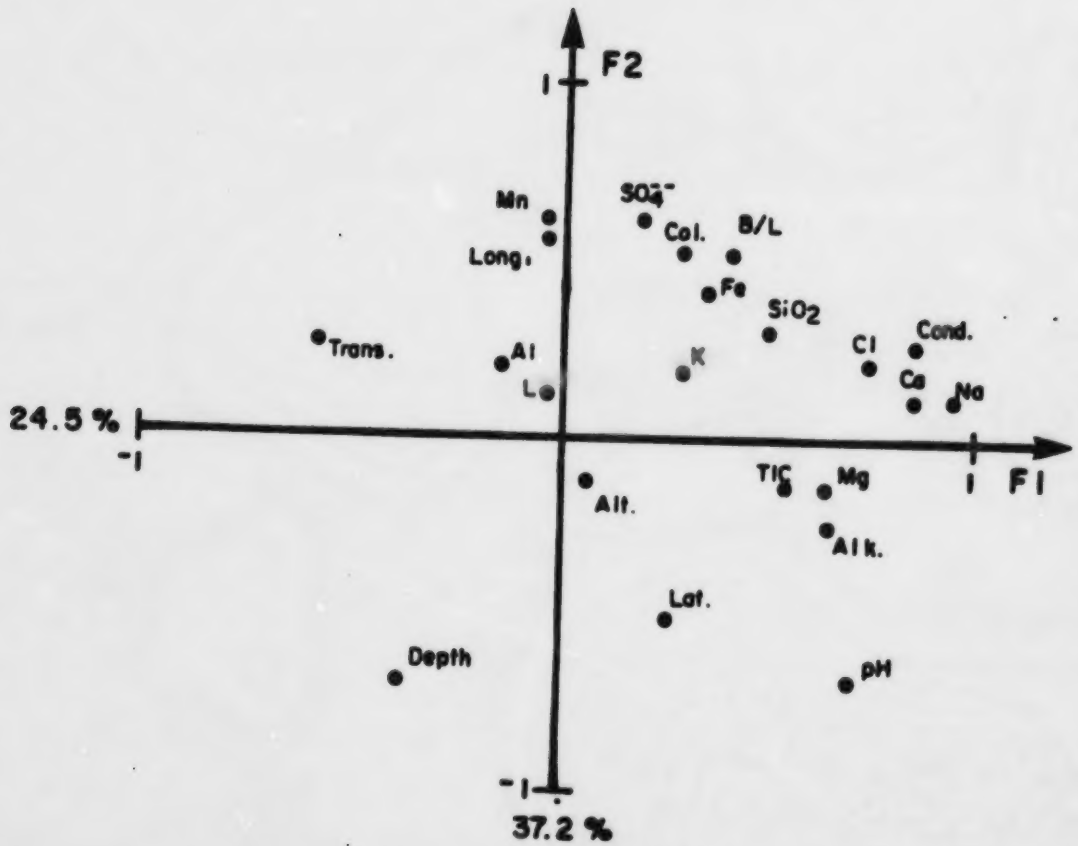


Figure 10. Nuage de points des charges des deux premiers facteurs d'une analyse statistique multicritères en mode R de diverses données topométriques, morphologiques et physicochimiques des 110 lacs étudiés dans le parc des Laurentides (données de Ouellet *et al.*, non publiées) (tans. = transparence au disque de Secchi; long. = longitude du lac; lat. = latitude du lac; coul. = couleur; cond. = conductivité de l'eau; B/L = superficie bassin versant/lac).

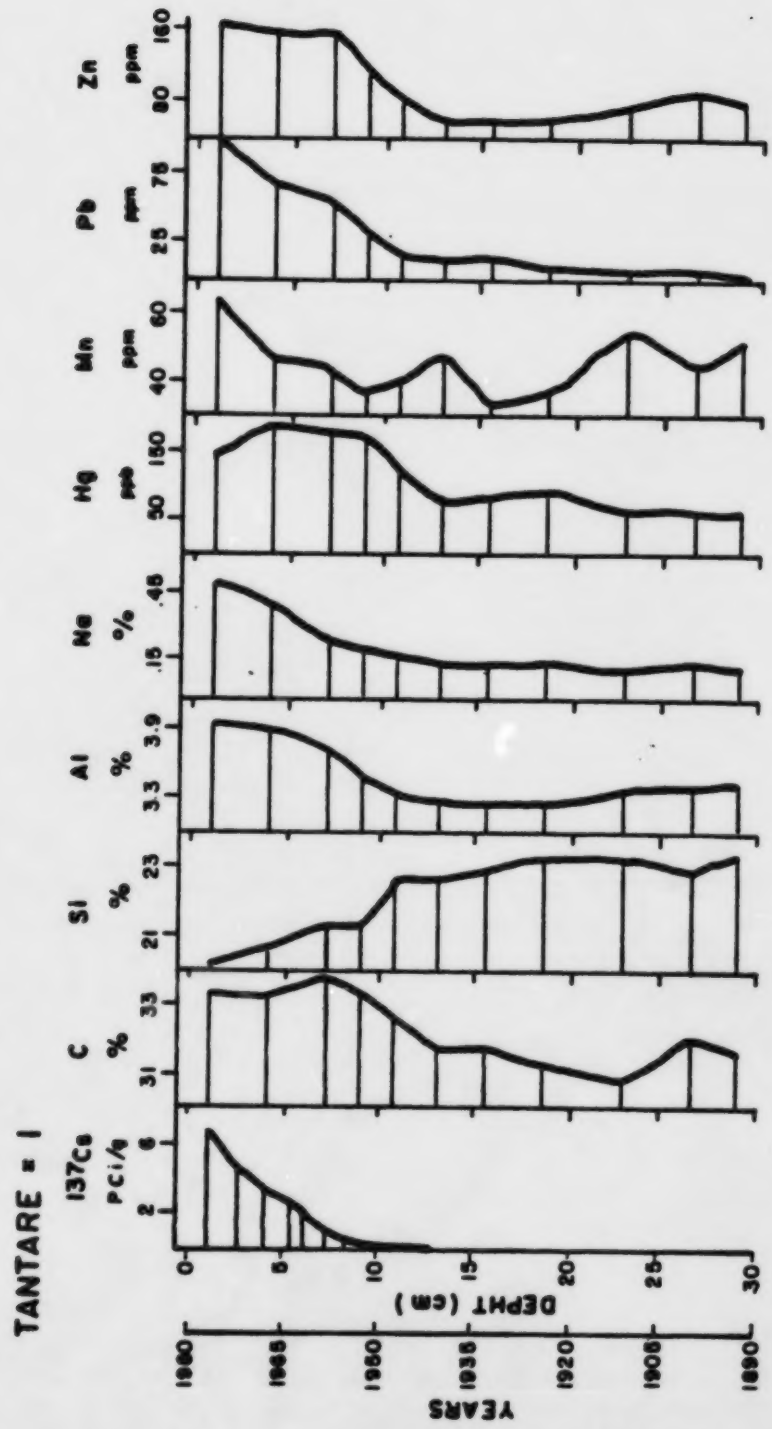


Figure 11. Distribution stratigraphique de certaines variables géochimiques dans les sédiments les plus récents du bassin oriental du lac Tantaré.

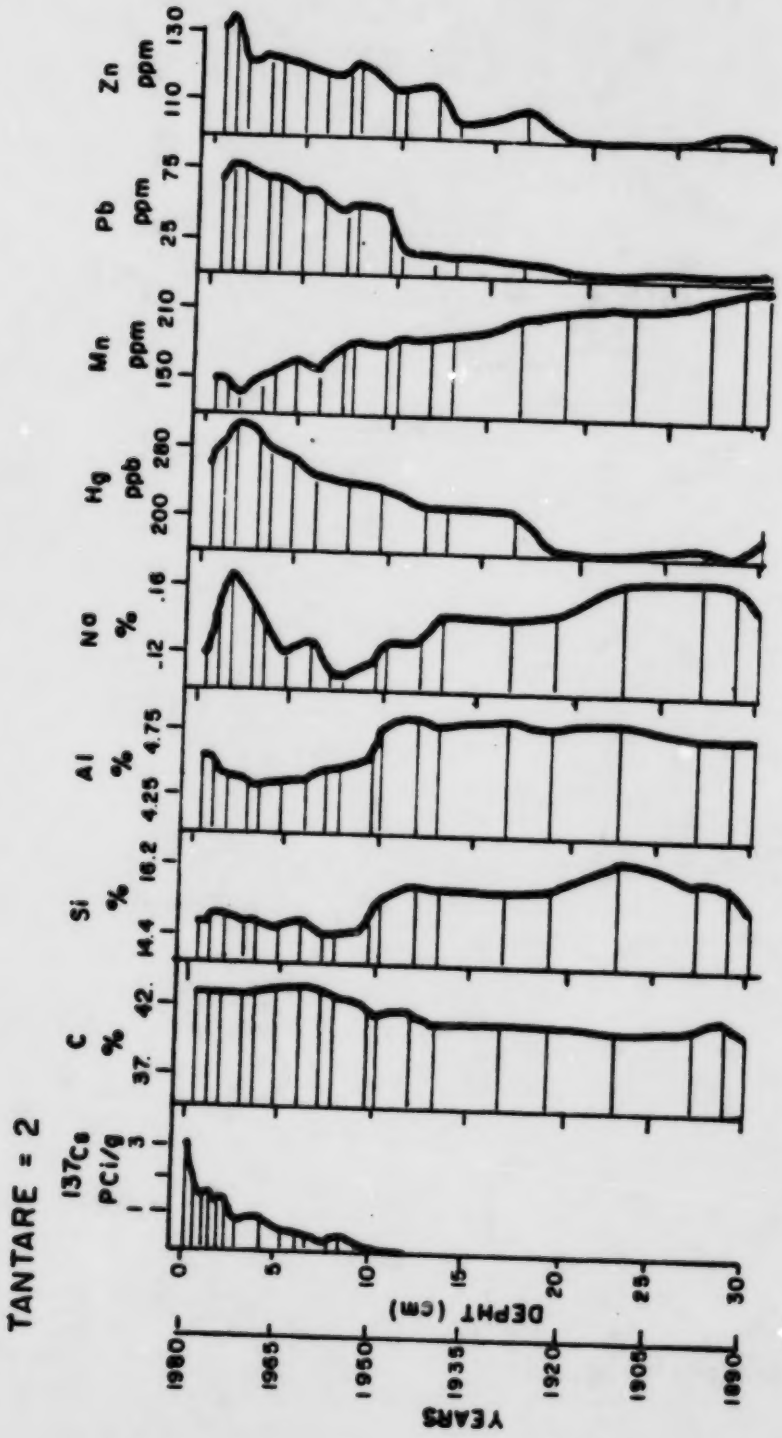


Figure 12. Distribution stratigraphique de certaines variables géochimiques dans les sédiments les plus récents du deuxième bassin du lac Tantaré.

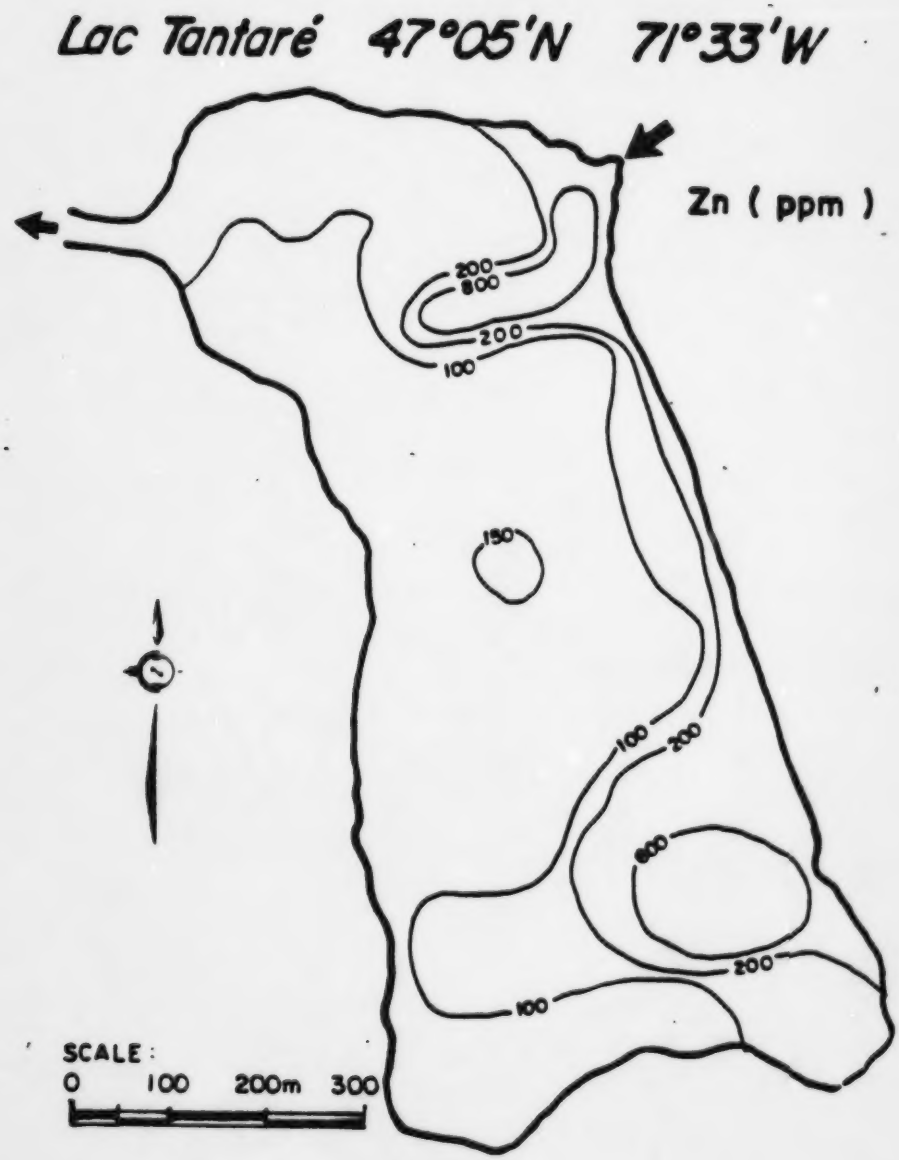


Figure 13. Distribution de Zn dans les sédiments superficiels du bassin oriental du lac Tantaré.

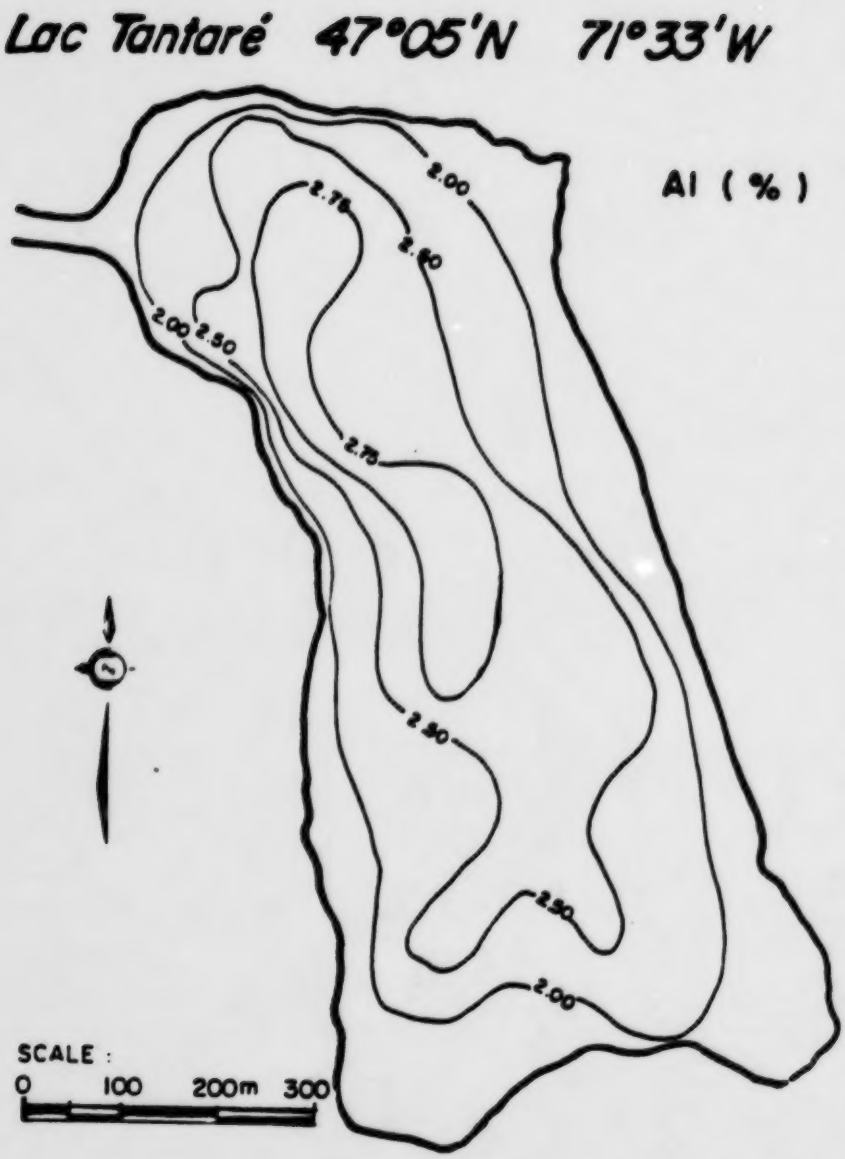


Figure 14. Distribution de Al dans les sédiments superficiels du bassin oriental du lac Tantaré.

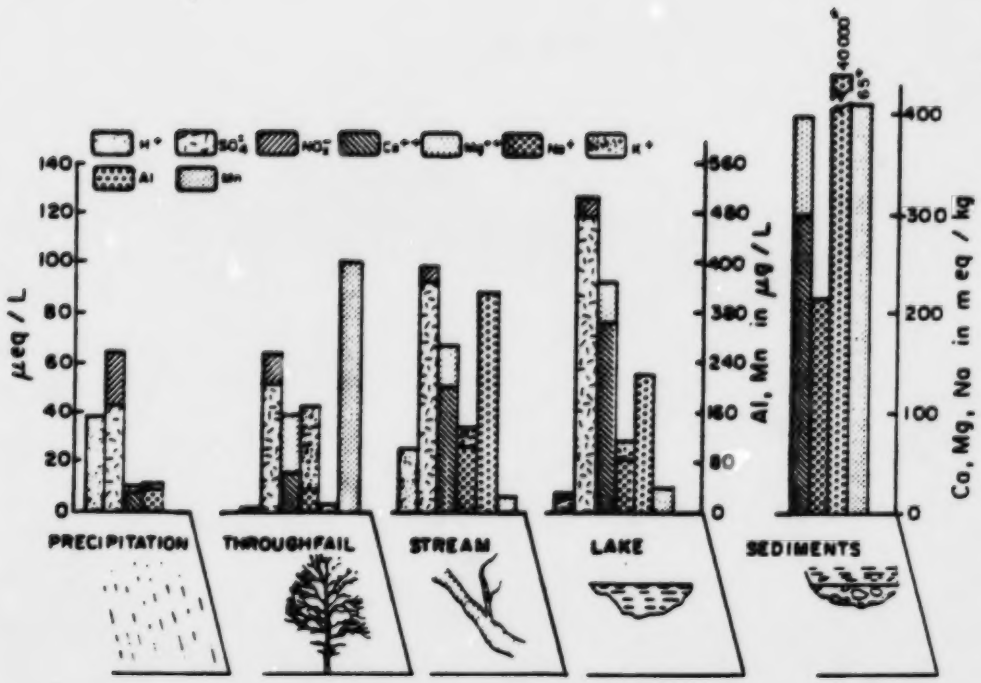


Figure 15. Représentation schématique de la composition chimique de l'eau tandis qu'elle traverse le divers compartiments hydrologiques du bassin versant de Tantaré (en ppm).

apports anthropiques locaux et régionaux, la contamination par le sel déversé sur les routes est toujours manifeste dans les nouveaux réseaux.

Dans le parc des Laurentides, à l'exception de la zone nord-ouest qui est géologiquement plus calcaire, la distribution spatiale des lacs acides est difficile à établir. L'acidification des lacs est le résultat de plusieurs variables interdépendantes comme la topographie, la morphologie, la géologie, la couverture végétale et la chimie des divers éléments, ce résultat variant pour chaque système lacustre.

Alors que les eaux atmosphériques se déplacent à travers les divers compartiments hydrologiques du bassin versant du lac Tantaré (figure 15), tous les éléments chimiques augmentent sensiblement à l'exception des ions H^+ et NO_x. Les concentrations de Ca et de Al dans les sédiments lacustres du premier bassin du lac Tantaré sont respectivement 17 000 et 4×10^6 fois plus élevées que dans les précipitations incidentes.

Les études géochimiques stratigraphiques et superficielles des sédiments lacustres constituent d'excellents instruments pour comprendre l'incidence historique des pluies acides sur les lacs qui sont intimement liés à leurs bassins versants.

BIBLIOGRAPHIE

Abrahamsen, G.; Horntvedt, R.; Tveite, B. 1977. Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution, 8(1):57-73.

Almer, B.; Dickson, W.; Ekström, E; Hörnström, E.. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystemages 271-311. Dans J.O. Nriagu, ed. Sulfur in the environment, Part II, Ecological impacts, John Wiley and Sons.

Baker, J.P.; Schofield, C.L. 1982. Aluminium toxicity to fish in acidic waters. Water, Air, and Soil Pollution, 18:289-310.

Barrie, L.A.; Sirois, A. 1982. An analysis and assessment of precipitation chemistry measurements made by CANSAP (Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations -- 1977-1980). Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique, rapport AQRB-82-003-T. 163 p.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K.; Fellin, P. 1982. Résultats du Réseau de surveillance de l'air et des précipitations, Direction de la recherche sur la qualité et sur les interactions environnementales, Service de l'environnement atmosphérique, rapport AQRB-82-009-T, 6 p., 6 annexes.

Beamish, R.J.; Harvey, H.H. 1972. Acidification of the La Cloche Mountain Lakes, Ontario, and resulting fish mortalities. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 29:1131-1143.

Bobée, B.; Grimard, Y.; Lachance, M.; Tessier, A. 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), Université du Québec, rapport scientifique n° 140, 234 p., 3 annexes.

Braekke, F.H., ed. 1976. Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway Sur nedbors virkning ja skog og fisk (Projet SNSF), rapport de recherche 6/76, Oslo, Norvège, 111 p.

Campbell, P.G.C.; Bougie, R.; Tessier, A.; Villeneuve, J.P. 1983. Aluminium speciation in surface waters on the Canadian Precambrian Shield. Présenté au XXIIe Congrès de l'Association internationale de limnologie théorique et appliquée, Lyon, août, 17 p.

CANSAP. 1981. Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations. Service de l'environnement atmosphérique, Downsview (Ontario). Rapport n° UDC : 551.578.8, 121 p.

Cogbill, C.V. 1976. The history and character of acid precipitation in eastern North America. WaterAir, and Soil Pollution, 6:407-413.

Cogbill, C.V.; Likens, G.E. 1974. Acid precipitation in the northeastern United States. Water Resources Research, 10:1133-1137.

Conroy, N.; Hawley, K.; Keller, W.; Lafrance, C. 1976. Influence of the atmosphere on lakes in the Sudbury area. Association internationale de recherche sur les Grands Lacs. Journal of Great Lakes Research, 2 (Suppl. 1): 146-165.

Cowling, E.B. 1980. Acid precipitation and its effects on terrestrial and aquatic ecosystems. Annals of the New York Academy of Sciences, 338:540-555.

Cronan, C.S.; Schofield, C.L. 1979. Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watershed in the northeast. Science, 204(4390):304-306.

Davis, R.B.; Norton, S.A.; Brakke, D.F.; Berge, F.; Hess, C.T. 1980. Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in SNSF lake sediments. IV. Synthesis and comparison with New England. Pages 274-275. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (Projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Desloges, C.; Lachance, A. 1977. Réserve écologique de Tantaré, esquisse d'aménagement. Service d'aménagement des terres. Ministère des Terres et Forêts, Québec.

Dickman, M.; Cox, W.; Ouellet, M.; Thomson, J. 1981. Estimating the rate of lake acidification using pH indicator diatoms. Presented at the 16th Conference on Water Pollution Research in Canada (Central Division), Université de Toronto, Toronto, Ontario. 19 février.

Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. Report of Institute of Freshwater Research, Drottningholm, 54:8-20.

Dillon, P.J.; Yan, N.D.; Scheider, W.A.; Conroy, N. 1979. Acidic lakes in Ontario, Canada: Characterization, extent and responses to base and nutrient additions. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 13:317-336.

Eaton, J.S.; Likens, L.E.; Bormann, F.H. 1973. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. Journal of Ecology, 61:495-508.

Environnement Canada. 1981. CANSAP data summary. Air Quality and Inter-Environmental Branch, Service de l'environnement atmosphérique, Toronto, UDC-551.578.8, 121 p.

Evans, L.S.; Hendrey, G.R.; Stensland, G.J.; Johnson, D.W.; Francis, A.J. 1981. Acidic precipitation: considerations for an air quality standard. Water, Air, and Soil Pollution, 16(4):469-509.

Farmer, G.T.; Goff, T.R.; Ashfield, D.O.; Samant, H.S. 1981. Some effects of the acidification of Atlantic salmon rivers in Nova Scotia. Fondation internationale pour le saumon de l'Atlantique, publication spéciale, 10:73-91.

Fowler, D. 1980. Removal of sulphur and nitrogen compounds from the atmosphere in rain and by dry deposition. Pages 23-32. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Frenette, J.C. 1984. Étude spatio-temporelle des déplacements de l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) d'un lac acide. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy (Québec). (En cours de préparation).

Galloway, J.N.; Schofield, C.L.; Hendry, G.R.; Altwicker, E.R.; Troutman, D.E. 1980a. An analysis of lake acidification using annual budgets. Pages 254-255. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Galloway, J.N.; Schofield, C.L.; Hendrey, G.R.; Peters, N.E.; Johannes, A.H. 1980b. Sources of acidity in three lakes acidified during snowmelt. Pages 264-265. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Gjessing, E.; Henricksen, A.; Johannessen, M.; Wright, R. 1976. Effects of acid precipitation on freswater chemistry. Dans F. Braekke, ed. Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. Acid Precipitation -- Effects on Forest and Fish Project, Research Report 6, Aas, Norvège.

Goldstein, R.A.; Chen, C.W.; Gherini, S.A.; Dean, J.D. 1980. A framework for the integrated lake-watershed acidification study. Pages 252-253. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Gorham, E.; McFee, W.W. 1980. Effects of acid deposition upon outputs from terrestrial to aquatic ecosystems. Pages 465-481. Dans T.C. Hutchinson and M. Havas, eds. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Grahn, O.; Hultberg, H.; Landner, L. 1974. Oligotrophication -- a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. Ambio, 3(2):93-94.

Guimont, J.; Pichette, M. 1979. Méthodes de dosage d'éléments en trace dans les sédiments, les roches et les eaux. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Québec. Rapport n° AC5, 76 p.

Hasler, A.D. 1975. Coupling of land and water systems. Springer Verlag, New York.

Herrmann, R.; Baron, J. 1980. Aluminium mobilization in acid stream environments, Great Smoky Mountains National Park, U.S.A. Pages 218-219. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest ans fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Hörnström, E.; Ekström, C.; Miller, U.; Dickson, W. 1973. The effect of acidification on west-coast lakes. Statens Naturvardsverk, Solna, Suède, 7, 97 p.

Horntvedt, R.; Dollard, G.J.; Joranger, E. 1980. Effects of acid precipitation on soil forest. 2. Atmosphere-vegetation interactions. Pages 192-193. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest ans fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Johnson, N.M. 1979. Acid rain: neutralization within the Hubbard Brook ecosystem and regional implications. Science, 204(4392):497-499.

Jones, H.G.; Auclair, J.C.; Cluis, D.; Ouellet, M. 1983. Seasonal precipitation chemical characteristics and its influence on stream and lake waters in the Laurentian Park region of Québec eastern Canada. Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec, 14-17 juin.

Jones, H.G.; Bisson, M. 1980. Le lac Laflamme : qualité de l'eau et de la neige (hiver 1979-1980). Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), Université du Québec, rapport scientifique n° 123, 81 p.

Jones, H.G.; Ouellet, M.; Brakke, D.F. 1980. The evolution of acidity in surface waters of Laurentide over a period of 40 years. Pages 226-227. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (Projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Jones, H.G.; Auclair, J.C.; Cluis, D.; Ouellet, M. 1983. Chemical characteristics of sequential acid rain episodes, canopy throughfall and streamwater quality in a yellow birch stand, Laurentian Park, Canada. Actes de la Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec, Canada, 14-17 juin.

Jonsson, B. 1977. Soil acidification by atmospheric pollution and forest growth. Water, Air, and Soil Pollution, 7(4):497-501.

Laake, M. 1976. Effects of low pH on primary production, decomposition and nutrient recycling in the littoral zone of softwater lakes. Sur nedbors virkning ja skog og fisk (Projet SNSF), rapport de recherche IR29/76, Oslo, Norvège, 75 p.

Lachance, M.; Morin, G.; Sasseville, J.L. 1977. Approche rationnelle à l'étude de la qualité des précipitations sur un bassin. Université du Québec, INRS-Eau, rapport scientifique n° 80, 118 p., 4 annexes.

Leivestad, H.; Muniz, I.P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. Nature, 259(5542): 391-392.

Leivestad, H.; Hendrey, G.; Muniz, J.; Snekvik, E. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. Pages 86-111. Dans F. Braekke, ed. Impact of acid precipitation of forest and freshwater ecosystems in Norway. Acid Precipitation -- Effects on Forest and Fish Project, rapport de recherche 6, Aas, Norvège.

Lewis, J.E.; Moore, T.R.; Enright, N.J. 1983. Spatial-temporal variations in snowfall chemistry in the Montreal region. Water, Air, and Soil Pollution, 20(1):7-22.

Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1974a. Linkage between terrestrial and aquatic ecosystems. BioScience, 24:447-456.

Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1974b. Acid rain: a serious regional environmental problem. Science, 184(4142):1176-1179.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York.

Likens, G.E.; Butler, T.J. 1981. Recent acidification of precipitation in North America. Atmospheric Environment, 15(7):1103-1109.

MAP3S/RAIN Research Community. 1982. The MAP3S/RAIN precipitation chemistry network: statistical overview for the period 1976-1980. Atmospheric Environment, 16(7):1603-1631.

MEQ. (1982). Détermination des caractéristiques physico-chimiques des précipitations. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale des inventaires et de la recherche, Direction des laboratoires, ENVIRO 3544, PA-3, 85 p.

Munger, J.W. 1982. Chemistry of atmospheric precipitation in the north-central United States: influence of sulfate, nitrate, ammonia and calcareous soil particulates. Atmospheric Environment, 16(7):1633-1645.

Nicholson, I.; Cape, A.N.; Fowler, D.; Kinnaird, J.W.; Paterson, I.S. 1980. Effects of a Scots pine (Pinus sylvestri L.) canopy on the chemical composition and deposition pattern of precipitation. Pages 148-149. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (Projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Nilssen, J.P. 1982. La détection de l'acidification régionale des lacs et de ses causes. Eau du Québec, 15(4):335-341.

Norton, S.A.; Hess, C.T. 1980. Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as ecorded in SNSF lake sediments. I. Sediments dating and chemical stratigraphy. Pages 268-269. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (Projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Oden S. 1976. The acidity problem -- an outline of concepts. Water, Air, and Soil Pollution, 6:137-166.

Ouellet, M. 1980. Géochimie et granulométrie des sédiments superficiels du lac Saint-Jean et de la rivière Saguenay. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), Université du Québec, rapport scientifique n° 104, 934 p.

Ouellet, M. 1981. Some paleolimnological aspects of the most recent sediments of Lake Laflamme (Laurentides Provincial Park, Québec) in relation to atmospheric transportation of pollutants. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la planification des eaux de la région du Québec, Environnement Canada, Série scientifique n° 123, 37 p.

Ouellet, M.; Jones, H.G. 1983. Paleolimnological evidence for the long-range atmospheric transport of acidic pollutants and heavy metals into the Province of Québec, eastern Canada. Canadian Journal of Earth Sciences, 20(1):23-36.

Ouellet, M.; Poulin, P. 1975. Quelques aspects paléoécologiques de la tourbière et du lac Desaulniers et quelques spectres sporopolliniques modernes du bassin de la Grande Rivière, baie James. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), Université du Québec, rapport scientifique n° 58, 48 p.

Ouellet, M.; Poulin, P. 1977. Résultats préliminaires sédimentologiques et paléolimnologiques de la région de la rivière Matamek. Compte rendu des activités et avancement des travaux. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), Université du Québec, rapport scientifique n° 55, 74 p.

Papineau, M. 1983. Le bassin du lac Laflamme : caractéristiques physico-chimiques du lac et établissement du bilan ionique en relation avec le transport à grande distance des polluants atmosphériques. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, région de Québec, 95 p.

Perry, H. 1983. Coal in the United States : A status report. Science, 222(4622):377-384.

Pionke, H.B.; Corey, R.B. 1967. Relationships between acidic aluminum and soil pH, clay and organic matter. Soil Science Society of America, Proceedings, 31:749-762.

Raynor, G.S.; Hayes, J.V. 1982. Acidity and conductivity of precipitation on central Long Island, New York in relation to meteorological variables. Water, Air, and Soil Pollution, 15(2):229-245.

Richard, Y. 1982. Relations entre le niveau d'acidité de 158 lacs du parc des Laurentides et l'évolutionde leurs statistiques de pêche au cours des neuf dernières années. Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec (Envirodoq ND 03921), 115 p.

Rowe, J.S. 1959. Forest regions of Canada. Direction des forêts, ministère des Affaires du Nord et des Ressources naturelles, Ottawa, Ontario, Bulletin 123, 71 p.

Schindler, D.W.; Hesslein, R.H.; Wagemann, R. 1980. Effect of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 37(3):373-377.

Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. Ambio, 5(5-6):228-230.

Singh, B.; Nobert, M. 1982. Variation spatio-temporelle des pluies acides par rapport aux conditions météorologiques. Eau du Québec, 15(4):350-355.

Stuanes, A.O. 1980. Effects of acid precipitation on forest soil. 5. Release and loss of nutrients from a Norwegian forest soil due to artificial rain of varying acidity. Pages 198-199. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Talbot, L. 1981. Réseau québécois de collecte des précipitations : conception, mise sur pied et mode de fonctionnement. Direction des inventaires et de la recherche, ministère de l'Environnement du Québec, service de la qualité des eaux, rapport 81-48, 38 p.

Talbot, L. 1982. Réseau de collecte de précipitation, évaluation de son fonctionnement et résultats préliminaires. Direction des inventaires et de la recherche, ministère de l'Environnement du Québec, service de la qualité des eaux, rapport 82-08, 19 p.

Traaen, T.S.; Laake, M. 1980. Microbial decomposition and community structure as related to acidity of freshwaters -- an experimental approach. Pages 340-341. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Van Coillie, R.; Brouard, D.; Lachance, M.; Vigneault, Y. 1982. Effets physico-chimiques des précipitations acides sur quatre rivières à saumons. Eau du Québec, 15(4):384-393.

Watt, W.D.; Scott, D.; Ray, S. 1979. Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years. Limnology and Oceanography, 24(6):1154-1161.

Watt, W.D.; Scott, D.; White, W.J. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon, Salmo salar. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 40(4):462-473.

Webster, D.A. 1961. An unusual lake of the Adirondack Mountains, New York. Limnology and Oceanography, 6(1):88-90.

Wilson, J.W.; Mohnen, V.A.; Kadlecek, J.A. 1982. Wet deposition variability as observed by MAP3S. Atmospheric Environment, 16(7):1667-1676.

Wisniewski, J. Keitz, E.L. 1983. Acid rain deposition patterns in the continental United States. Water, Air, and Soil Pollution, 19(4):327-339.

Wright, R.F.; Gjessing, E.T. 1976. Acid precipitation: changes in the chemical composition of lakes. Ambio, 5(5-6):219-232.

Wright, R.F.; Henriksen, A. 1978. Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. Limnology and Oceanography, 23(3):487-498.

Wright, R.F.; Henriksen, A. 1980. Regional survey of lakes and streams in southwest Scotland, avril 1979. Sur nedbors virking ja skog og fisk (Projet SNSF), rapport IR72/80, Olso, Norvège, 63 p.

Wright, R.F.; Johannessen, M. 1980. Input-output budgets of major ions and gauged catchments in Norway. Pages 250-251. Dans D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la conférence internationale sur les pluies acides. Effects on forest and fish (Projet SNSF), 1432 Aas-NLH, Norvège.

Yan, N.D.; Lafrance, C.J.; Hitchin, G.G. 1982. Planktonic fluctuations in a fertilized acid lake: the role of invertebrate predators. Pages 137-154. Dans R.E., Johnson, ed. Acid Rain/Fisheries Proc. Int. Symp. Acid Precipitation and Fisheries Impacts in Northeastern North American. Am. Fish. Soc., Bethesda, Maryland.

Analyse

Question : Dans le cadre de nos études sur les dépôts d'oligo-éléments à Hubbard Brook, au New Hampshire, nous avons relevé une baisse spectaculaire de l'apport de plomb dans les précipitations depuis 1978. Existe-t-il des preuves de même nature au Québec?

Réponse : Non, nous n'avons pas encore observé de baisse de cette nature. Pour évaluer l'impact de la plus grande consommation d'essence sans plomb par l'industrie du transport routier, nous avons échantillonné de manière stratigraphique les sédiments d'un petit lac du cours supérieur d'une rivière dans le parc des Laurentides fortement contaminé par les sels routiers (conductivité 350 µmho cm^{-1}). Les résultats géochimiques seront publiés d'ici quelques mois.

Question : Pourriez-vous faire des remarques sur vos données de 1940 à propos des mesures de NO_x et SO_x et du pH que vous avez présentées? Quelle en est l'exactitude?

Réponse : Ces données relatives à 1940 proviennent d'un rapport de l'EPA daté de 1978. Il n'existe pas de mesures similaires pour le Canada. Ces premières données sur les émissions ont un niveau de précision de ± 50 %, alors que les données à partir de 1965 sont beaucoup plus fiables. Je suis parti de l'hypothèse d'un pH naturel de 5,6

avant 1940 du fait que les carottes sédimentaires ($\geq$ 30) dans toute la province présentent un niveau de plomb naturel non pollué inférieur à 2 ppm, ce qui m'a incité à penser que l'acidification anthropique n'était pas un problème au Québec avant 1940.

Question : Quelle est la contribution relative des eaux de ruissellement de surface à l'accumulation de plomb dans le lac?

Réponse : Contrairement aux apports de Zn provenant du bassin versant, il est difficile pour moi de répondre à cette question. Feu le professeur Rigler et ses étudiants de l'Université McGill croyaient généralement que ces apports étaient négligeables. Je ne vois pas pourquoi une certaine partie ne passerait pas du bassin versant aux sédiments du lac en phase particulaire, à l'instar de ^{137}Cs. Nous savons que le plomb est mobilisé uniquement à un pH relativement bas.

L'agression acide sur les habitats forestiers: conséquences pour la faune terrestre

R. Kent Schreiber
U.S. Fish and Wildlife Service
Kearneysville (WV)

Mme Kathleen L. Fischer
Service canadien de la faune
Ottawa (Ontario)

Résumé

Les forêts et leur structure stratifiée offrent toute une diversité d'habitats à diverses espèces de la faune. Bien qu'on ne connaisse pas parfaitement l'incidence des dépôts acides sur les forêts, les recherches préliminaires indiquent des incidences potentielles. Compte tenu de ces incidences et du potentiel de modifications ultérieures de la structure et de la fonction des forêts, on peut raisonnablement soupçonner une incidence sur les habitats de la faune. Dans la plupart des cas, ces incidences ne sont pas directes mais résultent de modifications de l'habitat et de changements dans les relations trophiques. Ces changements, qui souvent sont à peine visibles, ne facilitent pas les méthodes de mesure. La détection de changements qu'il est possible de distinguer des variations spatio-temporelles normales dans les populations fauniques est un processus difficile. Avec le temps, le constat est suffisamment grave pour donner matière à préoccupation. La présente communication donne un aperçu des données actuelles sur les incidences des dépôts acides et de leurs précurseurs sur les ressources forestières ainsi que de leurs conséquences possibles pour la faune terrestre.

Introduction

À l'invitation des dirigeants de ce congrès, M. Rennie m'a demandé de dresser un aperçu du dossier de la «faune terrestre» par rapport aux pluies acides et aux ressources forestières. La majeure partie des données de cette communication sont tirées de quatre rapports récents qui contiennent la plupart des données existantes sur les incidences des précipitations acides sur la faune terrestre. Ces rapports sont le Mémorandum déclaratif d'intention (MDI, 1983), le Critical Assessment Document (Altshuller et Linthurst, 1983), le rapport du Service canadien de la faune (SCF) (Clark et Fischer, 1981) et la série de rapports du U.S. Fish and Wildlife Service (LWS) (Peterson, 1982; Borghi, 1982; Newman, 1980). Nous avons librement puisé dans ces documents et reconnaissons leur contribution majeure à ce débat.

Si l'on analyse à la hâte les grandes études sur les écosystèmes et les précipitations acides, on constate rapidement que le gros des recherches a porté sur les systèmes forestiers et aquatiques (tableau 1). Seules quelques rares études se sont penchées sur les effets des précipitations acides sur la faune. D'autre part, un récent inventaire des recherches sur les dépôts acides et leurs effets sur les forêts, financé par le secteur privé aux États-Unis, n'a révélé aucune recherche particulière portant directement sur la faune terrestre (General Research Corporation, 1983). En Scandinavie, où ont eu lieu la plupart des premières recherches sur les pluies acides, les projets ont déjà révélé un manque généralisé d'études consacrées aux effets des pluies acides sur la faune terrestre. En Pologne et en Tchécoslovaquie, plusieurs études sur le terrain ont porté précisément sur les effets des pollutions industrielles sur les forêts et la faune et même si ces études ne se rapportent pas précisément aux précipitations acides, leurs conclusions fournissent d'utiles exemples des effets directs et indirects des polluants atmosphériques sur les espèces terrestres (Newman, 1980).

Tableau 1. Principales études d'écosystèmes sur les effets des émissions atmosphériques en Amérique du Nord

Nom de l'étude	Écosystème (lieu)	Agression polluante
Études du bassin versant de la région des lacs expérimentaux	Forêt nordique de résineux (Ontario)	Dépôts acides
Études du bassin versant de la forêt de Turkey Lakes	Forêt nordique de résineux (Ontario)	Dépôts acides
Études du bassin versant de Dorset	Forêt nordique (Ontario)	Dépôts acides
Études de la forêt expérimentale de Montmorency	Forêt nordique de résineux et lacs associés (Québec)	Dépôts acides
Programme de bassin versant étalonné de Kejimkujik	Forêt de résineux des Maritimes (Nouvelle-Écosse)	Dépôts acides
Étude de l'usine de gaz de Kaybob (Alberta)	Forêt boréale subalpine de transition (Alberta)	SO_2
Étude de la montagne de San Bernardino	Forêt mixte de résineux (Californie)	Oxydants
Projet de l'écosystème de Hubbard Brook	Forêt mixte de feuillus/résineux du nord (New Hampshire)	Dépôts atmosphériques, dont l'éléments acides et d'oligo-éléments
Étude du bassin versant de Walker Branch	Forêt mixte de feuillus (Tennessee)	Dépôts atmosphériques, dont éléments acides et oligo-éléments
Étude de l'usine de gaz de Whitecourt	Forêt mixte de résineux (Alberta)	SO_2
Étude intégrée sur l'acidification des lacs-bassins versants (ILWAS)	Forêt de feuillus du nord-est (New York)	Dépôts acides

Tiré de Newman et Schreiber, sous-presse

Même si l'on recense un certain nombre de projets réalisés dans le cadre du U.S. National Acid Precipitation Assessment Program (NAPAP) qui génèrent des renseignements sur la réaction des écosystèmes forestiers aux dépôts acides, à nouveau très peu de projets portent spécifiquement sur la faune. À titre d'exception, mentionnons les études en voie de réalisation sur les amphibiens et le gibier d'eau et les rapports qui résument la documentation consacrée aux effets sur les poissons et la faune (ITFAP, 1982, 1983).

Au Canada, le catalogue de recherche d'Environnement Canada sur le transport à grande distance des polluants atmosphériques et les précipitations acides (1983) fait état d'environ six projets sur la faune, essentiellement des oiseaux aquatiques (Environnement Canada, 1983).

Bien que les recherches et l'intérêt que le public porte aux effets des pluies acides sur la faune aient pris de l'ampleur ces dernières années, notre compréhension des mécanismes de cause et d'effet et nos estimations de l'ampleur du problème demeurent incertaines. Il y a plusieurs raisons à cela. L'évaluation du problème est compliquée par le fait que les précipitations acides représentent une incidence de plus qu'il faut pondérer par rapport à une multitude d'agressions environnementales auxquelles sont exposées les populations fauniques. Nous sommes limités dans notre aptitude à détecter ou à isoler l'incidence ou l'effet spécifique des précipitations acides parmi la somme de facteurs qui intéressent l'homéostasie d'individus ou de populations entières. À mesure que nous concevons des instruments et des techniques pour améliorer ces mesures, nous comprenons mieux le phénomène, mais les recherches pluridisciplinaires qui s'imposent pour suivre les changements de productivité et de structure trophique qui affectent la faune coûtent extrêmement cher.

Il est manifeste que la disette de données empêche de dresser une liste de déclarations concluantes sur l'incidence des précipitations acides sur la faune forestière. C'est pourquoi dans cet aperçu, nous examinerons certains des cheminements potentiels de ces incidences et si possible, fournirons des exemples des recherches sur les dépôts acides et les écosystèmes forestiers et sur les mécanismes probables qui affectent la faune.

Preuve historique

Avant de commencer cette étude, il serait sans doute utile de dresser une rétrospective historique du problème. Il existe essentiellement trois catégories de polluants atmosphériques : 1) les oxydants photochimiques; 2) les microparticules en suspension dans l'air; 3) les polluants atmosphériques acidifiants (Peterson, 1982). Bien que cette conférence porte spécifiquement sur les polluants «acidifiants», il est important de reconnaître que les deux autres catégories entrent dans la composition de l'atmosphère qui baigne l'écosystème forestier et qui contribue à l'effet global sur sa structure et sa fonction. Si nous tenons à apporter cette précision, c'est qu'une bonne part des données sur les effets de la pollution sur la faune terrestre proviennent en partie d'études sur ce grand groupe de polluants atmosphériques. Un certain nombre de substances que l'on perçoit comme des polluants atmosphériques (comme le zinc) sont essentielles aux animaux et aux plantes en quantités minimes. Il se peut que la marge entre une quantité bénéfique ou nécessaire et une quantité toxique soit très mince. En-deçà de la quantité requise, on est en présence d'une carence et au-delà, l'organisme doit réagir à une substance chimique toxique.

On recense plus de 100 épisodes de pollution atmosphérique qui ont provoqué des blessures ou la mort d'animaux depuis la fin du XIX^{e} siècle (Newman, 1980). Ces incidences sont en général des cas extrêmes où les animaux ont été exposés à des niveaux chroniques de polluants gazeux ou de substances toxiques. Certains des incidents où les effets délétères de ces polluants atmosphériques sont intervenus sur des mammifères et des oiseaux sont résumés au tableau 2. Dans les cas signalés, les mammifères sont avant tout des herbivores. Cela s'explique sans doute par le fait qu'ils ont ingéré des végétaux lourdement contaminés à proximité de la source émettrice. L'incident le plus ancien, qui

Tableau 2. Exemples d'effets délétères des polluants atmosphériques sur la faune

Polluant	Espèce	Effets	Lieu	Référence
Pollution générale de l'air	Alouettes	Populations réduites	Japon	Miyamoto, 1975
SO_2, microparticules, NO_x, fluor	Hirondelles de fenêtre	Nidification réduite	Tchécoslovaquie	Newman et Novakova, 1979
SO_2, microparticules	Chevreuils	Moindre qualité de la ramure	Pologne	Jop, 1979
SO_2, cendre volante	Lièvres	Hypocalcémie et hypoprotéinie	Tchécoslovaquie	Novakova et Roubal, 1971; Novakova *et al.*, 1973
Microparticules	Alouettes de fenêtre, martinets	Populations réduites	Angleterre	Cramp et Gooders, 1967; Gooders, 1968
Fluor	Cerfs de Virginie	Fluorose	Canada	Karstad, 1967
	Cerfs à queue noire	Contamination de la broutille	États-Unis	Newman et Murphy, 1979
	Mulots, campagnols	Concentrations biologiques	Angleterre	Wright *et al.*, 1978
	Moineaux domestiques	Concentrations biologiques	Tchécoslovaquie	Balazova et Hluchan, 1969
Hydrogène sulfuré	Oiseaux passereaux	Mort de centaines d'oiseaux	Canada États-Unis	Harris, 1971 Yont et Sayers, 1927

Tableau 2. Exemples d'effets délétères des polluants atmosphériques sur la faune (suite)

Polluant	Espèce	Effets	Lieu	Référence
Oxydants	Petits mammifères	Populations réduites	États-Unis	Kolb et White, 1975
	Souris sylvestres	Changements génétiques dans la sensibilité à l'ozone	États-Unis	Kirhkind, 1979
	Moineaux domestiques	Lésions respiratoires	États-Unis	Wellings, 1970
Arsenic	Daims	Mort	Allemagne	Tendron, 1964
	Cerfs communs et chevreuils, lapins			Prell, 1936
Plomb, cadmium, cuivre	Campagnols, souris et musaraignes	Concentrations biologiques	États-Unis	Hirao et Patterson, 1974; Schlesinger et Potter, 1974
Cadmium	Moineau	Mort d'oiseaux	Japon	Nishino *et al.*, 1973
	Crécerelles américaines, grives chantantes	Amplification de la chaîne alimentaire	Angleterre	Martin et Coughtrey, 1975, 1976
Mercure	Souris des bois, campagnols	Concentrations biologiques	Angleterre	Bull *et al.*, 1977

a porté sur l'empoisonnement à l'arsenic de daims (Dama dama) en Allemagne, a été enregistré en 1887. Dans le cas des oiseaux, on a plusieurs exemples de granivores, d'insectivores et de carnivores qui sont affectés d'une façon ou d'une autre par les pollutions atmosphériques. Ce tableau indique les cheminements de cette contamination de la faune et certaines des réactions suscitées par des polluants spécifiques. Ces réactions peuvent généralement être divisées en réactions physiologiques (tableau 3) ou écologiques (tableau 4). Il est certain que les effets peuvent aller d'à peine perceptibles, comme un changement dans l'effectif d'une population, à spectaculaires comme la mort de plusieurs animaux. Dans certains cas, la réaction peut même être suffisamment spécifique pour que l'espèce serve d'indicateur biologique d'un polluant particulier (Newman, 1980).

Données actuelles sur les effets sur la faune forestière

Pour l'heure, notre meilleure banque d'information sur les effets des précipitations acides sur les animaux se trouve dans le milieu aquatique où l'on a démontré l'acidification des eaux de surface et les incidences qui en résultent sur le biote aquatique. Les effets sur les poissons ayant fait l'objet de nombreuses démonstrations (Beamish, 1974; Haines, 1981), il est raisonnable de croire que les effets se feront également sentir sur les espèces terrestres de la faune qui sont associées au milieu aquatique à un moment donné de leur cycle de vie ou qui en sont directement tributaires.

Les étangs et les mares d'eau de fonte des neiges qui se forment couramment dans les forêts au début du printemps constituent un habitat de reproduction important pour un certain nombre d'espèces d'amphibiens. Aux États-Unis, on estime qu'environ 50 % des espèces de grenouilles et de crapauds et environ 30 % des salamandres se reproduisent dans des étangs forestiers éphémères (Pough et Wilson, 1977). Ces petits étangs et mares sont sans doute acides, étant donné qu'ils reçoivent l'eau de fonte des neiges et les pluies du printemps qui sont très peu en contact avec le système tampon du sol. Quelques études ont démontré qu'un certain nombre d'espèces d'amphibiens sont sensibles aux effets d'un abaissement du pH (tableau 5). Un faible pH réduit la capacité de reproduction des amphibiens de diverses façons (tableau 6). À long terme, cet effet pourrait bien se traduire par des modifications au niveau des populations, de leur distribution et de la diversité des espèces. Dans la forêt d'expérimentation de Hubbard Brook au New Hampshire, les salamandres ont disparu de la zone considérée lorsqu'une partie de Hubbard Brook a été artificielle acidifiée à un pH moyen de 4,0 (Hall et Likens, 1980). Parmi les autres populations d'amphibiens affectées, mentionnons le crapaud des roseaux (Bufo calamita), qu'on ne trouve plus dans les étangs de pH inférieur à 5,0 (Beebee et Griffin, 1977), et le triton lisse (Titurus vulgaris) que l'on trouve rarement dans les étangs de pH inférieur à 6,0 (Cooke et Frazer, 1976). En Suède, Hagstrom (1977) a observé que le crapaud commun (Bufo bufo) et la grenouille commune (Rana temporia) disparaissaient lorsque le pH chutait en-deçà de 4,0-4,5. Au niveau de l'écosystème forestier, ces changements pourraient bien avoir toutes sortes de ramifications. Les amphibiens sont d'importants prédateurs d'animaux herbivores dans ces systèmes aquatiques et toute modification de leur abondance ou de leur diversité risque d'avoir des effets aux niveaux trophiques supérieurs et inférieurs. Les amphibiens, surtout les salamandres, représentent un élément important de la biomasse forestière (Burton et Likens, 1975). Ce sont d'importants convoyeurs d'énergie dans l'écosystème qui constituent une source alimentaire de haute qualité pour toute une variété de prédateurs vertébrés, notamment des serpents, des oiseaux et des mammifères. Toute baisse des populations d'amphibiens aura sans doute un effet sur ses consommateurs tertiaires et sur le recyclage des éléments nutritifs qui s'ensuit.

L'hémorragie de poissons et d'autres biotes aquatiques dans les lacs, les étangs et les marécages acidifiés risque bien de provoquer certains bouleversements dans les relations de proie à prédateur d'un certain nombre d'espèces fauniques. Clark et Fischer (1981) ont utilisé ces associations pour dresser un certain nombre de tableaux établissant une relation entre les espèces fauniques et les effets potentiels des dépôts acides dans les aliments dont ils se nourrissent. Ces listes portent sur les espèces

Tableau 3. Réactions de la faune aux émissions atmosphériques

Réactions physiologiques
Changements au niveau de la chimie du sang ou de la physiologie
Changements au niveau des enzymes cellulaires
Changements au niveau des besoins énergétiques pour les activités normales
Changement au niveau des taux de croissance
Changement au niveau de la résistance génétique
Moindre résistance aux agressions du milieu naturel
Accumulation de résidus
Effets tératogènes, mutagènes ou carcinogènes

Tiré de Newman, 1975.

Tableau 4. Réactions de la faune aux émissions atmosphériques

Réactions écologiques
Changement au niveau des populations
Changement au niveau de la répartition spatiale
Changement d'aspect
Changement au niveau du taux de natalité
Changement au niveau du taux de mortalité
Comportement anormal

Tiré de Newman, 1975.

Tableau 5. Sensibilité de l'habitat de reproduction à l'abaissement du pH en ce qui concerne les amphibiens du nord-est de l'Amérique du Nord dont l'habitat chevauche des régions qui reçoivent des dépôts acides

Potentiel d'acidification de l'habitat de ponte des oeufs	Habitat	Nom commun
Élevé	Mares d'eau de fonte	Salamandre maculée
		Salamandre à points bleus
		Salamandre de Tremblay
		Crapaud américain
		Grenouille chantante
		Grenouille des bois
		Grenouille léopard
		Rainette crucifère
		Rainette d'arbre gris
Modéré	Étangs permanents	Necture tacheté
		Triton vert
		Crapaud américain
		Grenouille d'arbre gris
		Grenouille chantante
		Ouaouaron
		Grenouille verte
		Grenouille léopard
		Grenouille du Nord
	Cours d'eau	Salamandre à deux lignes
		Necture tacheté
	Lacs	Ouaouaron
Faible	Tourbières	Salamandre à quatre doigts
	Troncs et souches	Salamandre cendrée

Adapté de Clark et Fischer, 1981.

Tableau 6. Effets signalés de l'abaissement du pH sur les amphibiens

Mortalités et malformations embryonnaires
Baisse des masses d'oeufs
Densités réduites
Pourcentage accru de masses d'oeufs morts ou moisis
Insuffisance iono-régulatrice
Retard de développement
Anomalies
Baisse de motilité des spermatozoïdes

Tiré du MDI, 1983

Tableau 7. Les ressources alimentaires d'espèces de serpents pourraient être réduites à cause des précipitations acides

Effet potentiel sur les ressources alimentaires	Habitat	Espèce
Réduction de la biomasse de poissons, d'amphibiens, d'invertébrés aquatiques	Marécages	Couleuvre d'eau
Réduction de la biomasse de vers de terre, d'amphibiens, de fretin		Couleuvre de l'Est
Réduction de la biomasse d'amphibiens, de fretin		Couleuvre fauve
Réduction de la biomasse d'amphibiens	Prairies et marécages	Couleuvre à nez plat Couleuvre tachetée Crotale de Mississauga
Réduction de la biomasse d'invertébrés aquatiques et d'amphibiens		Serpent à cou zébré

Adapté de Clark et Fischer, 1981.

Tableau 8. L'habitat et l'alimentation d'espèces de tortues dont l'habitat chevauche des régions du Canada qui reçoivent des précipitations acides

Habitat	Alimentation	Espèce
Lacs, étangs	Invertébrés aquatiques Amphibiens, poissons Plantes aquatiques, invertébrés	Tortue peinte Tortue mouchetée Chélydre serpentine
Boisés	Invertébrés aquatiques, amphibiens, fruits et baies	Tortue des bois

Tiré de Clark et Fischer, 1981.

Tableau 9. Espèces de mammifères dont l'alimentation se compose largement d'organismes dont la biomasse est peut-être réduite à cause des précipitations acides

Effet potentiel sur les ressources alimentaires	Habitat	Espèce
Réduction de la biomasse d'amphibiens, d'invertébrés aquatiques, de poissons	Marécages	Vison d'Amérique Loutre de rivière
Réduction de la biomasse d'invertébrés aquatiques	Marécages	Musaraigne palustre
Réduction de la biomasse d'invertébrés terrestres	Marécages	Musaraigne commune Musaraigne arctique

Adapté de Clark et Fischer, 1981.

Tableau 10. Espèces aviaires le plus à même de pâtir d'une baisse des ressources alimentaires à cause des précipitations acides

Effet potentiel	Habitat de l'alimentation	Espèce
Réduction de la biomasse de poissons, d'invertébrés aquatiques, d'amphibiens	Lacs	Huart à collier Aigle-pêcheur
	Zone littorale	Grand héron Butor d'Amérique Martin-pêcheur d'Amérique Bec-scie couronné Grand bec-scie
Réduction de la biomasse d'invertébrés aquatiques	Zone littorale	Garrot commun Bec-scie à poitrine rousse Canard noir Raie de Virginie
	Riverain	Maubèche branle-queue
Réduction de la biomasse d'invertébrés aquatiques avec invertébrés terrestres à l'âge adulte	Marécages	Tyran tritri Moucherolle Phébi Hirondelle bicolore Hirondelle des granges Hirondelle des sables Fauvette Fauvette rayée Fauvette à couronne rousse Fauvette masquée

Adapté de Clark et Fischer, 1981

fauniques dont les habitats chevauchent des régions qui reçoivent des dépôts acides. Leur alimentation se compose en partie d'organismes aquatiques dont les populations risquent d'être fortement réduites par les effets des précipitations acides (tableaux 7, 8 et 9). Nous tenons à préciser à nouveau que ces incidences sont essentiellement des hypothèses et qu'on a très peu étudié ces effets sur les espèces et sur leurs chaînes alimentaires.

Le gibier d'eau ou plus généralement, les oiseaux d'eau, sont un autre groupe d'animaux qui vivent à la fois dans un habitat aquatique et un habitat terrestre et qui peuvent être touchés par les précipitations acides (tableau 10). L'acidification des étangs et des lacs forestiers affecte la disponibilité d'organismes qui servent de source alimentaire à la faune tout comme l'habitat dont ces animaux se servent pour s'abriter et pour faire leurs nids. Le U.S. Fish and Wildlife Service et le Service canadien de la faune étudient actuellement ces incidences potentielles. Les premiers résultats de ces études révèlent que certains étangs et marécages qui revêtent tant d'importance pour la reproduction sont vulnérables à l'acidification (McNicol et Ross, 1982). L'acidité d'un lac est sans doute un facteur décisif dans la qualité de l'habitat des oiseaux aquatiques et le choix des sites de nidification par les différentes espèces. Le canard noir (Amas rubripes) et le huard commun (Gavia immer) par exemple évitent les lacs acides du sud du Québec (Desgranges et Darveau, en cours de préparation). Les recherches se poursuivent aux États-Unis et au Canada sur l'effet de l'acidification des lacs sur la productivité du gibier d'eau qui s'expliquerait par des changements dans la chimie de l'eau et la disponibilité des ressources alimentaires.

La forêt fournit toute une diversité d'habitats et de ressources alimentaires aux animaux. Il s'ensuit que tout dommage provoqué par les précipitations acides sur les écosystèmes forestiers risque de porter atteinte aux relations trophiques établies entre la végétation forestière et les communautés animales. Si l'on comprend encore mal ces effets, c'est qu'on manque de données sur la résilience des écosystèmes forestiers et sur les mécanismes de compensation d'espèces isolées et de populations fauniques. On présuppose en ce qui concerne les espèces de faune terrestre que les incidences de l'acidification s'exprimeront sans doute en réponse aux changements qui se produisent dans les sols et la végétation. Par exemple, les études menées dans la forêt de San Bernardino, en Californie, révèlent que l'abondance et la répartition des petits mammifères ont été modifiées par les effets des pollutions atmosphériques sur la qualité des principaux habitats dans la végétation et le sol (Miller et Elderman, 1977). Comme l'attestent d'autres communications présentées lors de cette conférence, les dépôts acides exercent leurs effets sur les sols et la végétation des forêts de diverses façons. L'incidence et l'interprétation d'un changement soit sur l'habitat soit sur les ressources alimentaires dépend en partie de l'existence d'un habitat ou de sources alimentaires de remplacement convenables. Ce sont les espèces qui ne peuvent vivre que dans un habitat très restreint ou qui ont une alimentation très sélective (sténophage) qui sont le plus à risque.

Au sens large, la faune terrestre englobe les invertébrés et les micro-organismes de la forêt. Des études comme le Critical Assessment Document (Altshuller et Linthurst, 1983) et d'autres (Drablos et Tollan, 1980; MDI, 1983) fournissent des précisions sur ces espèces, ce qui explique que nous n'en donnions pas ici. Il faut noter toutefois que l'activité microbienne est inhibée à un faible pH. Cette baisse donne lieu à une décomposition réduite de la matière organique et à une inhibition du recyclage des éléments nutritifs (Almer *et al.*, 1974). Les activités de ces organismes s'inscrivent dans des mécanismes biologiques éminemment importants qui constituent la base de l'appui de l'écosystème qui est le premier touché et qui déclenche d'autres réactions aux niveaux trophiques supérieurs. Les animaux du sol comme les vers de terre et les mille-pattes par exemple peuvent présenter des baisses de population dans les sols acides. Ces espèces revêtent beaucoup d'importance dans le cycle de l'énergie et des éléments nutritifs des forêts et constituent des proies majeures pour toute une variété de vertébrés. De la même façon, les insectes de la forêt sont importants dans la chaîne alimentaire des vertébrés et peuvent être touchés par les dépôts acides. Ces interactions ne sont pas suffisamment bien comprises pour qu'on puisse se prononcer à leur sujet à l'heure actuelle.

La dégradation de l'habitat forestier par les dépôts acides peut se produire de diverses façons, notamment par des lésions foliaires, la perte d'espèces végétales sensibles et une baisse de productivité. En général, la diversité de la vie animale a un rapport avec les formes de stratification et de croissance des végétaux. Toute simplification structurale des écosystèmes forestiers qui réduit le nombre de niches risque d'avoir des effets sur la faune. Les dégâts occasionnés à la végétation peuvent entraver les besoins écologiques spécifiques d'une espèce. Mentionnons à titre d'exemple la fauvette Parula (Parula americana) qui a besoin de certains types de lichens pour faire son nid. Les espèces d'Usnea sont extrêmement sensibles à la pollution atmosphérique et la réduction de ce groupe de lichens dans l'est de l'Amérique du Nord semble avoir un rapport avec les précipitations acides (Arbib, 1980). Cette réduction des lichens a entraîné une distribution réduite de la fauvette Parula et d'aucuns pensent que les précipitations acides y sont pour quelque chose (Arbib, 1980).

Le dépérissement des forêts a été attribué aux précipitations acides en Europe et en Amérique du Nord, particulièrement l'épinette, l'érable, le hêtre et le chêne (Ulrich, 1982; Vogelmann, 1982). Ces espèces d'arbres ont une valeur importante pour la faune (Martin *et al.*, 1951) et une baisse de leur abondance peut avoir des incidences sur un certain nombre d'espèces fauniques. Les chênes sont particulièrement importants pour la faune puisqu'ils constituent une denrée de base dans l'alimentation de nombreuses espèces et qu'ils sont une source d'abri et de matériaux de nidification pour de nombreuses espèces d'oiseaux et de mammifères. Jusqu'à ce que les effets sur ces espèces d'arbres soient mieux connus, les conséquences pour la faune sont purement spéculatives.

On a la preuve que l'efficacité photosynthétique et la valeur nutritionnelle de la végétation peuvent subir l'influence des dépôts acides (Lechowicz, 1981; Shaw, 1981; Grodzinska, 1977). La qualité de la broutille est une manifestation du résultat du recyclage des éléments nutritifs et de la contamination par les métaux qui se reflète dans la population de consommateurs. Mentionnons à titre d'exemple l'interaction entre les sulfates et le sélénium dans les espèces de broutilles dont se nourrissent les herbivores (Shaw et Cocks, 1982; Shaw, 1983). D'après certaines études sur le bétail domestique et son fourrage, on a constaté que la relation entre la fertilisation accrue aux sulfates et le système sol-végétation, telle qu'elle pourrait se produire avec les dépôts acides, entravait l'assimilabilité et la prise des oligo-éléments essentiels (Allaway, 1970). On a démontré que l'excès de soufre dans une communauté végétale peut entraver le transfert et la fonction du sélénium dans la chaîne alimentaire sol-végétaux-animaux (Davies et Watkinson, 1966; Gissel-Nielsen, 1973; Shaw, 1981). L'excès de sulfates dans l'alimentation des herbivores peut provoquer l'excrétion de sélénium qui est important pour les fonctions enzymatiques et autres fonctions métaboliques de l'animal (Harr, 1978). Parmi les symptômes d'une carence en sélénium que présentent les herbivores domestiques, mentionnons la maladie des muscles blancs et des problèmes de reproduction du type avortement, stérilité et mortalité néonatale (Schwarz et Foltz, 1957; Oldfield, 1972). Les vérifications de ce phénomène chez les animaux sauvages sont incomplètes, même si on a signalé plusieurs cas d'herbivores sauvages (Herbert et Cowan, 1971).

Un autre effet indirect de l'acidification des sols et des nappes d'eau est le potentiel d'une bioassimilabilité accrue des métaux toxiques pour la faune. On a constaté de hauts niveaux de métaux comme le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux lacustres et dans le biote de régions acidifiées d'Amérique du Nord (Schofield, 1976; Scheider *et al.*, 1979; Suns *et al.*, 1980). Dans les régions éloignées des sources de contamination directes, les plus fortes concentrations de métaux que l'on trouve dans les tissus de la faune ont un rapport avec les habitats ayant subi une agression acide par rapport à ceux qui n'en ont pas subi. Par exemple, on a trouvé dans les oeufs du garrot commun (Bucephala clangula) recueillis dans une région acidifiée de Suède de fortes concentrations de mercure par rapport aux lacs tamponnés avoisinants (Eriksson *et al.*, 1980), et on a trouvé dans le foie de ratons laveurs (Procyon lotor) de la région de Muskoka en Ontario des concentrations de mercure cinq fois supérieures à celles d'une région non acidifiée de la province (Wren *et al.*, 1980). Par ailleurs, une analyse du cadmium dans les tissus d'orignal (Alces alces) et de chevreuil (Capreolus capreolus) prélevés en Suède dans des régions éloignées des sources de pollution industrielle directes a permis d'établir une hausse de ce métal tributaire de l'âge dans un échantillon de 38 orignaux et 56 chevreuils

(Frank *et al.*, 1981; Mattsson *et al.*, 1981). Certaines études suédoises démontrent également la détérioration des coquilles d'oeufs des oiseaux chanteurs qui se nourrissent d'invertébrés aquatiques contaminés par l'aluminium mobilisé dans des conditions acides durant la fonte des neiges de printemps (Nyholm et Myhrberg, 1977; Nyholm, 1981). Un autre exemple intéressant de dégradation de l'habitat et de qualité de la faune nous vient de Pologne (Sawicka-Kapusta, 1978, 1979; Jop, 1979). Dans cette étude, on a analysé une population de chevreuils d'une forêt de pins ayant reçu des émissions d'anhydride sulfureux et de microparticules en suspension. Cette analyse a révélé une baisse importante de la longueur, du volume, du poids et de la valeur de trophée de la ramure, laquelle coïncidait avec l'exposition aux polluants atmosphériques (figure 1). Compte tenu de toutes ces observations, la question de l'accumulation et du mouvement des métaux toxiques dans la chaîne alimentaire, telle qu'elle est affectée par les changements du pH, mérite d'être approfondie.

Ces quelques exemples montrent bien que les polluants atmosphériques, notamment les dépôts acides, ont un certain nombre d'incidences sur la faune. Malheureusement, la base de données est extrêmement restreinte et la plupart des conclusions doivent être perçues comme provisoires.

Conclusion

Dans ce bref aperçu, nous avons exposé certaines des incidences potentielles des dépôts acides sur la faune terrestre. Ces incidences sont des postulats qu'il convient de vérifier moyennant les capacités actuelles de la science. C'est aux chercheurs scientifiques qu'incombe la responsabilité d'émettre de justes hypothèses à vérifier, d'établir la marge d'incertitude associée à une proposition donnée et d'appliquer les recherches qu'il faut pour restreindre cette marge d'incertitude à des limites acceptables ou de fournir des données qui permettront de résoudre la question (IERE, 1981). Ces propos nous viennent d'une autre conférence portant sur les problèmes écologiques de la pollution atmosphérique et ils restent d'actualité. Une fois que seront achevés certains projets de recherche sur la faune et que les écologistes forestiers auront trouvé de nouvelles données, nous serons mieux en mesure de répondre à ces questions. Étant donné que la plupart des cheminements entre la communauté végétale forestière et la communauté animale sont interactifs, les échanges d'information devraient être mutuellement profitables aux chercheurs forestiers et fauniques.

Brungs (1980) a assimilé un impact sur l'environnement comme les pluies acides à un prédateur qui est parfois sélectif et qui parfois ne l'est pas. Dans l'écosystème qui n'est pas touché, la diversité des espèces a un rapport direct avec l'efficacité avec laquelle les prédateurs empêchent le monopole d'une ou de quelques espèces. Un certain niveau de prédation est acceptable car il peut réduire la densité d'une espèce dominante et promouvoir la diversité. Toutefois, si la prédation, ou en l'occurrence l'incidence des pluies acides, devient excessive, l'élasticité de la population est menacée. Les espèces les moins prospères ou les moins tolérantes sont décimées ou éliminées et l'on s'oriente peu à peu vers la monoculture, vers un affaiblissement de la diversité et, conformément aux principes écologiques généraux, vers un écosystème moins désirable.

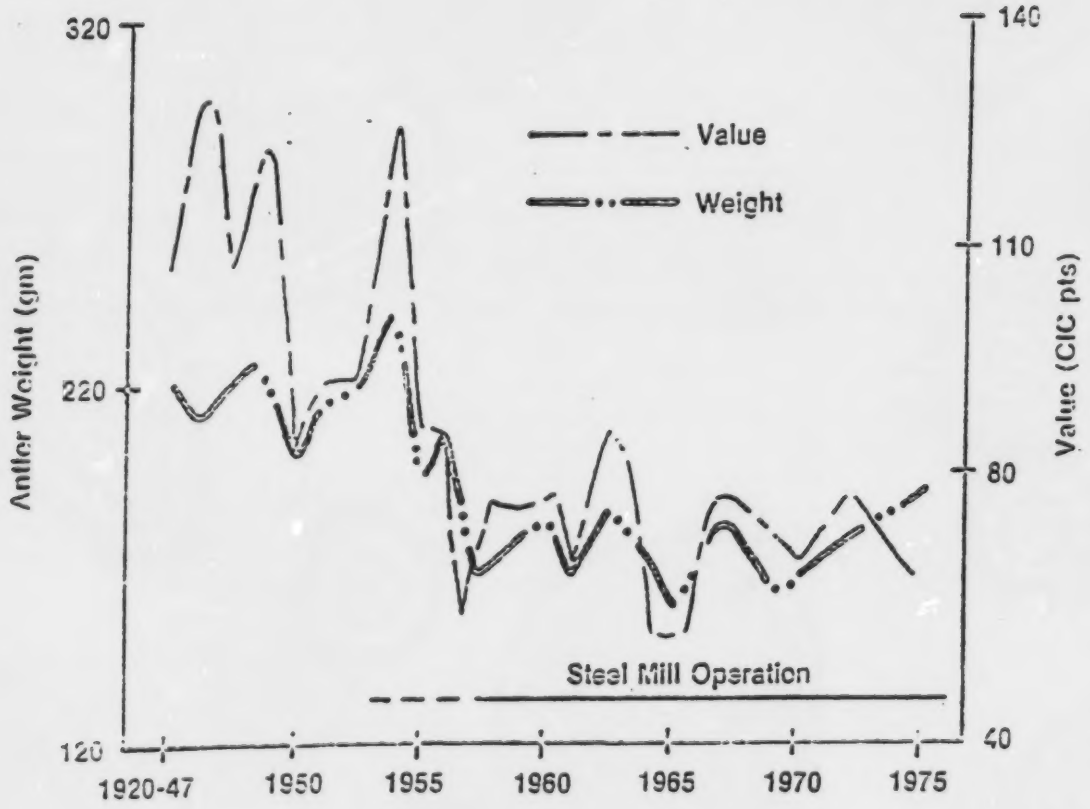


Figure 1. Changement de poids et de valeur de la ramure de chevreuil dans la forêt de Niepolomice, en Pologne (adapté de Jop, 1979; tiré de Newman, 1980).

Bibliographie

Allaway, W.H. 1970. Sulphur-selenium relationships in soils and plants. Sulphur Inst. J. 6(3):3-5.

Almer, B.; Dickson, W.; Ekstrom, C.; Hornstrom, E.; Miller, U. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. Ambio 3:30-36.

Altshuller, A.P.; Linthurst, R.A. (Eds.). 1983. The Acidic Deposition Phenomenon and its Effects: Critical Assessment Review Papers. Vol. II. Effects Sciences. Public Review Draft May 1983. EPA-600/8-83-016B. U.S. Environmental Protection Agency, ORD, Washington, D.C.

Arbid, R. 1980. The Blue List for 1980. Am. Birds 33:830-835.

Balazova, G.; Hluchan, E. 1969. Der Einfluss von Fluorexhalten auf die Tiere in der Umgebung einer Aluminiumfabrik (The influence of fluoride emissions on the animals in the vicinity of an aluminum factory), pages 275-279. Dans : Proc. Eur. Congr., Influence Air Pollutt., 1st Wageningen, 1968.

Beamish, R.J. 1974. The loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada, as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8:85-95.

Beebee, T.J.C.; Griffin, J.R. 1977. A preliminary investigation into Natterjack toad (Bufo calamita) breeding site characteristics in Britain. J. Zool. Lond. 181:341-350.

Borghi, L. 1982. The Effects of Air Pollution and Acid Rain on Fish, Wildlife, and Their Habitats Forests. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, Eastern Energy and Land Use Team, FWS/OBS-80/40.6. 86 p.

Brungs, W.A. 1980. Evaluation of Chronic and Sublethal Toxic Effects in the Assessment of Aquatic Environmental Impact, pages 66-72. Dans Biological Evaluation of Environmental Impacts. Proceedings of ESA/AIBS Symp. 1976, FWS/OBS-80/26. 237 p.

Bull, K.R.; Roberts, R.D.; Inskip, M.J.; Goodman, G.T. 1977. Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. Environ. Pollut. 12:135-140.

Burton, T.M.; Likens, G.E. 1975. Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Copeia 1975:541-546.

Clark, K.; Fischer, K. 1981. Acid Precipitation and Wildlife. Service canadien de la faune - Division de toxicologie de la faune, rapport manuscrit n° 43, Environnement Canada, Ottawa (Ontario). 97 p.

Cooke, A.S.; Frazer, J.F.D. 1976. Characteristics of new breeding sites. J. Zool. Lond. 178:223-236.

Cramp, S.; Gooders, J. 1967. The return of the house martin. Lond. Bird Rep. 31:93-98.

Davies, E.B.; Watkinson, J.H. 1966. Uptake of native and applied selenium by pasture species. II. Effects of sulphate and of soil type on uptake by clover. N.Z.J. Agric. Res. 8:641-645.

Desgranges, J.L.; Darveau, M. (En cours de préparation). Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec. Submitted to Ecology.

Drablos, D.; Tollan, A. (Eds.). 1980. Ecological Impact of Acid Precipitation. The Norwegian Interdisciplinary Research Programme Acid Precipitation Effects on Forest and Fish, Oslo-As, Norvège.

Dunson, W.A., Personal communication. Dep. Biology, Pennsylvania State University, University Park, PA 16802.

Environnement Canada. 1983. A Canadian Research Activity Catalogue on the Long-Range Transport of Air Pollutants and Acidic Precipitation. Bureau de liaison fédéral TGDPA, Environnement Canada, Downsview (Ontario). 372 p.

Eriksson, M.O.G.; Henrikson, L.; Oscarson, H.G. 1980. Sjofagel och forsurning nagra synpunkter. (Waterbirds and acidification some aspects). Var Fagelvard 39:163-166.

Frank, A.; Petersson, L.; Morner, T. 1981. (Lead and cadmium contents in organs of moose, roe deer and hare). Svensk Veterinartindning 33(6):151-156.

General Research Corporation. 1983. Inventory of Acid Deposition Research Projects Funded by the Private Sector. EPRI EA-2889. Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.

Gissel-Nielsen, G. 1973. Uptake and distribution of added selenite and selenate by barley and red clover as influenced by sulphur. J. Sci.Food Agric. 24:649-655.

Gooders, J. 1968. The swift in central London. Lond. Bird Rep. 32:93-98.

Grodzinska, K. 1977. Changes in the Forest Environment in Southern Poland as a Result of Steel Mill Emissions, pages 207-215. Dans A. Miyawaki and R. Tuxen Eds., Vegetation Science and Environmental Protection. Proc. Int. Symp. Tokyo Prot. Environ., Exc. Veget. Sci. Japan 1974. Maruzen Co., Tokyo.

Hagstrom, T. 1977. Grodornas forsvinnande i en forsuard sjo. (The extinction of frogs in a lake acidified by atmospheric pollution.) Sver. Natur. 11:367-369.

Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A review. Trans. Am. Fish. Soc. 110(6):79-93.

Hall, R.J.; Likens, G.E. 1980. Ecological effects of experimental acidification on a stream ecosystem, pages 375-376. Dans D. Drablos and A. Tollan (Eds.), Ecological Impact of Acid Precipitation. Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norvège. 11-14 mars 1980.

Harr, J.R. 1978. Biological effects of selenium. Chapter 18, Dans F.W. Ochme, (ed.) Toxicity of Heavy Metals in the Environment. Part I. M. Dekker Inc., NY.

Harris, R.D. 1971. Birds Collected (Die Off) at Prince Rupert, B.C., septembre 1971. Service canadien de la faune, rapport non publié, 6 p.

Herbert, D.M.; Cowan, I.M. 1971. White muscle disease in the mountain goat. J. Wildl. Manage. 34(4):752-756.

Hirao, Y.; Patterson, C.C. 1974. Lead aerosol pollution in the High Sierra overrides natural mechanisms which exclude lead from a food chain. Science 184:989-992.

Interagency Task Force on Acid Precipitation (ITFAP). 1982. National Acid Precipitation Assessment Plan. ITFAP, Washington, D.C. 92 p.

Interagency Task Force on Acid Precipitation (ITFAP). 1983. Report on the Effects Research Review Meeting of the National Acid Precipitation Assessment Program. Raleigh, NC, 21-25 février 1983. ITFAP, Washington, D.C. 24 p.

International Electric Research Exchange (IERE). 1981. Effects of SO_2 and Its Derivatives on Health and Ecology. Preface and Executive Summary. Research Reports. Center, EPRI, Palo Alto, CA. 5 p.

Jop, K. 1979. Quality evaluation of roe-deer antlers from an industrial region in southern Poland. Acta Theriol. 24:23-34.

Karstad, L. 1967. Fluorosis in deer (Odocoileus virginianus). Bull. Wildl. Dis. Assoc. 3:42-46.

Kolb, J.A.; White, M. 1975. Small mammals of the San Bernardino Mountains, California. Southwest. Nat. 19(4):112-114.

Lechowicz, M.J. 1981. The effects of simulated acid precipitation on photosynthesis in the caribou lichen, Cladina stellaris. Water Air Soil Pollut. 14:133-157.

Martin, A.C.; Zim, H.S.; Nelson, A.L. 1951. American Wildlife and Plants; A Guide to Wildlife Food Habits. Dover Publ., NY. 500 p.

Martin, M.H.; Coughtrey, P.J. 1975. Preliminary observations of the levels of cadmium in a contaminated environment. Chemosphere 4(3):155-160.

Martin, M.H.; Coughtrey, P.J. 1976. Comparison between levels of lead, zinc and cadmium within a contaminated environment. Chemosphere 5(1):15-20.

Mattsson, P.; Albanus, L.; Frank, A. 1981. Cadmium and some other elements in liver and kidney from moose (Alces alces). Var Foda 8-9:345.

McNicol, D.K.; Ross, R.K. 1982. Effects of Acidic Precipitation on Waterfowl Populations in Northern Ontario. Rapport de situation 1980-1981. Service canadien de la faune. 44 p.

Memorandum of Intent on Transboundary Air Pollution (MOI). 1982. Final Report, United States-Canada, Impact Assessment Work Group 1. U.S. Environmental Protection Agency/Environnement Canada.

Miller, P.R.; Elderman, M.J., (Eds.). 1977. Photochemical Oxidant Air Pollutant Effects on a Mixed Conifer Forest Ecosystem. A Progress Report, 1976. U.S. Environmental Protection Agency, ORD; EPA-600/3-77-104. 338 p.

Miyamoto, Y. 1975. Kankyo osen no shihyo to siteno dobutsu kisetsu. Kanso-kuritsu kara mita nihon no osen bunpu. (Animal phenology as an indicator of environmental pollution: distribution of environmental pollution in Japan seen from frequency of observation.) Tokyo Kanku Chiho Kisho Kenkyukai-shi (Geophys. Notes Tokyo Distr. Meteorol. Obs.) 8:27-29.

Newman, J.R. 1980. Effects of Air Emissions on Wildlife Resources. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, National Power Plant Team, FWS/OBS-80/40.1, 32 p.

Newman, J.R.; Murphy, J.J. 1979. Effects of industrial fluoride on black-tailed deer (rapport préliminaire). Fluoride 12(3):129-135.

Newman, J.R.; Novakova, E. 1979. Effect of Air Pollution on Nesting of the House Martin (Delichon urbica). Environmental Science and Engineering, Inc., Gainesville (Floride), rapport non publié. 82 p.

Newman, J.R.; Schreiber, R.K. Sous presse. Animals as indicators of ecosystem responses to air emissions. J. Environ. Manage.

Nishino, O.; Arari, M.; Senda, I.; Kuboto, K. 1973. Kankyo osen no suzume ni oyobosu eikyo (Influence of environmental pollution on the sparrow). Jpn. J. Public Health 20(10):1.

Novakova, E.; Finkova, A.; Sova, Z. 1973. Étude préliminaire des protéines sanguines chez le lièvre commun exposé aux pollutions industrielles (Preliminary study of blood proteins of the common hare exposed to industrial pollution), pages 69-84. Dans : Nemzetkozi Vadaszati Tudomanyos Konferencia Eloadasai II. Sekio, Aprovadaszda Ikodas Sopron, Budapest, 1971.

Novakova, E.; Roubal, Z. 1971. Taux de calcium et de phosphore dans le sérum sanguin des lièvres exposés aux pollutions de l'air (Calcium and phosphorus ratios in the blood serum of hares subjected to air pollution), pages 529-536. Dans : Actes du X^{e} Congrès Un. Int. Biologistes du Gibier, Paris, 3-7 mai 1971.

Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. Environ. Res. 26:363-371.

Nyholm, N.E.I.; Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. Oikos 29:336-341.

Oldfield, J.E. 1972. Selenium deficiency in soils and its effect on animal health. Geol. Soc. Am. Bull. 83:173-180.

Peterson, M.A. 1982. The Effects of Air Pollution and Acid Rain on Fish, Wildlife and Their HabitatsIntroduction. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, Eastern Energy and Land Use Team, FWS/OBS-80/40.3. 181 p.

Pough, F.H.; Wilson, R.E. 1977. Acid precipitation and reproductive success of Ambystoma salamanders. Water Air Soil Pollut. 7:307-316.

Prell, H. 1936. Die Schadigung der Tierwelt durch die Fernwirkungen von Industriealgasen (Injury to the animal world through the distant effects of industrial waste gases). Arch. Gewerbepath. Gewerbehyg. 7:656-670.

Richkind, K.E. 1979. Genetic Respones to Air Pollution in Mammalian Populations. Thèse de doctorat, Univ. California, Los Angeles. 95 p.

Sawicka-Kapusta, K. 1978. Estimation of the contents of heavy metals in antlers of roe deer from Silesian Woods. Arch. Ochrony Srodorviska 1:107-121.

Sawicka-Kapusta, K. 1979. Roe deer antlers as bioindicators of environmental pollution in southern Poland. Environ. Pollut. 19(4):283-294.

Scheider, W.A.; Jeffries, D.S.; Dillon, P.J. 1979. Effects of acidic precipitation on Precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5(1):45-51.

Schlesinger, W.H.; Potter, G.L. 1974. Lead, copper and cadmium concentrations in small mammals in the Hubbard Brook Experimental Forest. Oikos (Copenhague) 25:148-152.

Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. Ambio 5:228-230.

Schwarz, K.; Foltz, C.M. 1957. Selenium as an integral part of Factor 3 against dietary necrotic liver degeneration. J. Am. Chem. Soc. 79:3292-3293.

Shaw, G.G. 1981. The Effect of SO_2 on Selenium Concentrations in Serviceberry. Proc. 38th NE Fish and Wildl. Conf., Virginia Beach, VA. 19-22 avril. 8 p.

Shaw, G.G. 1983. Acid Rain SO_4 and Food Quality for Wild Herbivores. Rapport provisoire, Service canadien de la faune. 18 p.

Shaw, G.G.; Cocks, L. 1982. The effect of SO_2 on food quality for wild herbivores, pages 571-587. Dans : Symposium/Workshop Proceedings: Acid Forming Emissions in Alberta and Their Ecological Effects. Alberta Dep. of Environment, Can. Petroleum Assoc., Oil Sands Environmental Study Group; 9-12 mars 1982; Edmonton, Alberta. 648 p.

Suns, K.; Curry, C.; Russell, D. 1980. The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling yellow perch. OME Tech. Rep. LTS. 80-1. 16 p.

Tendron. 1964. Effects of air pollution on animals and plants, pages 25-70. Dans : European Conference on Air Pollution, 24 juin au 1er juillet 1964, Strasbourg, Rapport du Conseil de l'Europe.

Tome, M.A.; Pough, F.H. 1982. Responses of amphibians to acid precipitation, pages 245-254. Dans : R.E. Johnson (Ed.), Acid Rain/Fisheries. Proc. Intl. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts, Cornell Univ., 5-8 août 1981. Am. Fish. Soc., Bethesda, MD. 357 p.

Ulrich, B. 1982. "Gefahren fur das Waldokosystem durch Saure Niederchlage", Dans : emmissionbelastungen von Waldokosystemen, A special 1982 number of Landanstalt fur Okologie Landschaftenwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 4350 Recklinghausen, FRG.

Vogelmann, H.W. 1982. Catastrophe on Camels Hump. Natl. Hist. : 8-14.

Wellings, S.R. 1970. Respiratory damage due to atmospheric pollutants in the English sparrow, Passer domesticus. Dans : Project Clean Air. Research Project S-25. Department of Pathology, University of California, Davis.

Wren, C.; MacCrimmon, H.; Frank, R.; Suda, P. 1980. Total and methylmercury levels in wild mammals from the Precambrian Shield area of southcentral Ontario, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25:100-105.

Wright, D.; Dawson, A.; Johnson, M. 1978. Fluoride accumulation by long-tailed field mice (Apodemus sylvaticus) and field voles (Microtus agrestis L.) from polluted environments. Environ. Pollut. 17(4):303-310.

Yont, W.P.; Sayers, R.R. 1927. Hydrogen sulfide as a laboratory and industrial poison. J. Chem. Educ. 4:613-619.

Analyse

Question : Pourriez-vous nous parler des anomalies de comportement permettant de détecter certains effets toxiques sur la faune terrestre?

Réponse : Oui, il s'agit effectivement d'une méthode permettant de déterminer les effets toxiques. Ces anomalies englobent la claudication, des mouvements anormaux, etc. Parmi les symptômes d'une intoxication au plomb, mentionnons des beuglements, de rugissements, une démarche chancelante accompagnée d'un roulement des yeux, de l'écume à la gueule, de l'excitation et du délire.

Séance technique VII
Effets des pluies acides sur les écosystèmes forestiers

Évaluation de la sensibilité des ressources

William W. McFee

Introduction

Lorsque nous nous sentons menacés ou en butte aux attaques de quelqu'un, l'une de nos premières réactions consiste à évaluer notre degré de vulnérabilité. Où l'attaque risque-t-elle de faire le plus mal? C'est une réaction toute naturelle.

Devant la menace d'une détérioration des sols, de la végétation et des eaux par les dépôts atmosphériques de substances acides, de nombreux chercheurs se sont mis en quête de moyens pour évaluer l'étendue des ressources à risque. Où sont situés les lacs et les cours d'eau, les sols ou les types de végétation qui risquent le plus d'être endommagés? Quelle étendue représentent-ils?

Je vais m'efforcer de décrire la nature de ces évaluations ou les tentatives de les cartographier et j'en fournirai plusieurs exemples avant d'aborder la question de leur utilité.

Qu'entend-on par évaluation de la sensibilité? Il s'agit des tentatives visant à décrire les ressources à risque et à illustrer les lieux où elles sont le plus vulnérables. Ces évaluations s'appuient sur l'état actuel des connaissances et sur les données existantes qui permettent de prévoir ces effets. Elles cherchent à tirer parti des données actuelles sans qu'il soit nécessaire d'amasser trop de nouvelles données sur le terrain. Toutes sont des généralisations dans l'espace qui dépendent de l'échelle. Certaines sont des tableaux très schématiques, d'autres des tableaux plus détaillés puisqu'elles atteignent le niveau du comté. Toutes reposent sur des hypothèses sur les réactions qui se produisent dans la nature et sur les relations qui existent entre ces réactions d'une part et les propriétés du système et les incidences acides à propos desquelles il existe des données d'autre part. Je vais essayer d'analyser ces efforts d'un oeil critique car plusieurs ont donné l'impression erronée de dégâts réels qui dans certains cas, n'ont pas encore été démontrés.

Analyse des évaluations existantes

L'une des premières tentatives d'évaluation de la sensibilité des ressources aux précipitations acides en Amérique du Nord a été publiée par Galloway et Cowling en 1978. Au moyen d'une carte assez générale du substratum rocheux conjuguée à certaines données sur l'alcalinité, ils ont dressé une carte assez générale des régions où les eaux de surface risquent le plus d'être affectées par les dépôts acides. L'un des problèmes que j'entends analyser se pose déjà avec ce type de carte. Les zones sur la carte sont tout simplement taxées de zones "sensibles". On se demande immédiatement "sensibles à quoi"? Cela signifie-t-il que les forêts de ces régions vont dépérir, que les sols vont s'acidifier, que les lacs vont voir leur faune disparaître? Lorsque ces auteurs ont préparé leur carte, leur intention était de désigner les zones où les lacs risquaient le plus d'être sensibles à l'acidification. Ils n'entendaient pas faire une extrapolation plus complète.

Un autre tableau schématique a été brossé par Nieman *et al.* en 1979 pour l'EPA. Ces auteurs ont tenté d'intégrer les données qualitatives sur la géologie, le sol, le climat et la végétation pour produire une carte des soi-disantes "régions sensibles" aux États-Unis, mais c'est probablement l'une des tentatives les plus limitées du fait qu'ils n'ont défini aucun critère de sensibilité, de sorte que l'interprétation de cette carte prête à confusion. Malheureusement, trop de gens ont tendance à déduire toutes sortes de choses qui n'ont pas grand fondement dans la réalité. La carte ne précise aucun des dégâts probables ni ce que signifie le terme sensibilité.

À la réunion de Gatlinburg en 1979 sur la pollution soufrée, trois communications portaient sur les évaluations régionales. Celle de Kopatek, Harris et Olsen sur l'évaluation régionale de la sensibilité des sols était parfaitement sensée. Ces auteurs ont utilisé des bases de données informatiques pour caractériser les sols typiques d'un comté ainsi que les données du Service de conservation des sols sur les échanges cationiques, la saturation en base, le pH, la teneur en bases, etc., pour estimer la sensibilité des sols à l'acidification. En d'autres termes, les sols dotés d'une faible capacité d'échange cationique et d'un pH élevé ou légèrement acide étaient ceux qui risquaient le plus de s'acidifier. À cette même réunion, j'ai donné une communication et présenté plusieurs cartes en vue de démontrer la sensibilité des sols d'une région aux précipitations acides à long terme. Mon intention était d'évaluer la sensibilité de la région à l'acidification et à la libération d'aluminium et d'autres ions toxiques nuisibles aux systèmes aquatiques. Je m'étais appuyé sur la capacité d'échange cationique et sur la présence ou l'absence de carbonates dans le sol et sur la présence ou l'absence de leur renouvellement par les inondations.

En m'appuyant sur les cartes d'association pédologique des différents États et sur les données parues à ce sujet, j'ai interprété ces cartes d'association pédologique sous le rapport de leurs caractéristiques essentielles, à savoir leur capacité d'échange cationique, et ai produit des cartes cotées sensibles, légèrement sensibles, non sensibles et ainsi de suite. La couleur orange caractérisait les plus sensibles, le jaune les un peu moins sensibles et le vert les moins sensibles ou les insensibles. J'avais de bonnes cartes d'association pédologique de certains États, mais de très mauvaises d'autres États.

Rétrospectivement, je pense que j'ai fait l'erreur de tenter d'établir des cartes qui visaient deux objectifs à la fois. J'étais parti de l'hypothèse que si le sol avait une capacité d'échange cationique élevée, il était vraisemblablement hautement basique (ce qui n'est pas nécessairement le cas) et par conséquent capable de résister aux effets des pluies acides qui favorisent le déplacement des acides ou acidifient le sol. L'autre extrémité du tableau était moins contestable : si le sol avait une faible capacité d'échange cationique, il était dès lors certain qu'il avait une faible résistance aux effets des pluies acides qui déplacent les matières dans le sol.

D'autres tentatives ont été faites dans la même veine : l'une dans l'ouest du Canada par Holowaychuk et Lindsay. Ces deux hommes ont conçu un système sensible très semblable au mien et à ceux dont d'autres se sont servis. Ils ont classé les sols selon leur pouvoir tampon. Les plus sensibles étaient ceux qui avaient un faible pouvoir tampon et n'étaient que légèrement acides. Ces auteurs sont partis de l'hypothèse que ces sols étaient ceux qui risquaient de s'acidifier le plus rapidement. Ils ont donc établi une carte de la région de Sand River (Alberta) où le rose délimitait la région la plus sensible, le vert la moins sensible et le bleu la région intermédiaire au point de vue sensibilité, d'après la capacité d'échange cationique et le niveau de saturation en base ou d'après la capacité d'échange totale.

En 1981 au Canada, Wang et Coote ont conçu un système de classification des sensibilités des terres agricoles aux précipitations acides à long terme en s'appuyant sur le même type de raisonnement. Tout ce qui avait une capacité d'échange du sol de surface, c'est-à-dire la capacité d'échange multipliée par le taux de saturation en base, inférieure à 6 mEq 100 g^{-1} était considéré comme sensible. Cela s'appuie sur le même raisonnement et les mêmes hypothèses que Holowaychuk, Lindsay et moi-même avons utilisés et cela signifie qu'un sol dont la capacité d'échange est inférieure à 6 mEq 100 g^{-1} doit être capable d'éliminer 25 % des bases des 15 cm supérieurs en 25 ans s'il reçoit 1,2 kEq ha^{-1} an^{-1} d'acide. À vrai dire, cela représente sans doute la plus grosse quantité d'acide qui se dépose n'importe où dans le nord-est des États-Unis. C'est certainement plus que ce qui se dépose par voie humide, ce qui est relativement bien connu, et c'est une évaluation assez juste de ce que nous recevons par voie humide et par voie sèche. Mais bien sûr, toutes sortes d'hypothèses entrent en ligne de compte. Dans le pire des cas, on présume que rien d'autre ne se passe dans le sol si ce n'est l'élimination de ces bases par les acides qui s'y déposent. Wang et Coote cartographiaient les sols agricoles de l'est du Canada. Leur formule semble raisonnable et leurs cartes donnent une assez juste

estimation des sols qui présentent le plus gros potentiel d'acidification. Le risque inhérent à ces cartes est qu'elles donnent à croire que les sols agricoles sont à risque chaque fois qu'ils sont cartographiés et taxés de sensibles ou de non sensibles. En fait, pas un pédologue qui travaille en agriculture n'accepterait cette proposition car presque tous les sols agricoles reçoivent des engrais calciques ou d'autres soins de culture qui dissimulent grandement les effets des dépôts acides.

Si nous nous penchons maintenant sur le côté aquatique - qui est une autre façon d'aborder la cartographie des sensibilités - je parlerai d'une autre communication présentée à la même rencontre de Gatlinburg en 1979 par Steve Norton. Celui-ci a tenté de peaufiner et d'imiter ce que Galloway et Cowling avaient fait avant lui, et il a défini quatre types de substratums rocheux selon leur pouvoir tampon des précipitations acides et donc de leur capacité à neutraliser les effets de ces précipitations sur le système aquatique. Le premier type n'avait pratiquement aucun pouvoir tampon et englobait les substratums formés de granit, de quartz, de grès, etc. Il y avait ensuite les substratums dotés d'un pouvoir tampon moyen à faible, puis les substratums dotés d'un pouvoir tampon élevé à moyen et enfin les substratums contenant des carbonates et du calcaire dont le pouvoir tampon était pratiquement infini. Il a ensuite cartographié les taux de ces pouvoirs par comté et s'est servi de ces taux pour classer les comtés par ordre de sensibilité. La même méthode a été fignolée au Brookhaven National Laboratory, ce qui a permis de démontrer que la dominance d'un ordre de sol en particulier, comme les alfisols, permettait de peaufiner la cartographie des substratums rocheux afin de mieux prédire l'alcalinité des eaux de surface.

Dans une publication de Hendrey et Norton et d'autres, les auteurs ont appliqué le système de Norton à tout l'est des États-Unis. Une publication ultérieure du NADP, sous forme d'atlas, a repris le système et l'a appliqué aux 48 États inférieurs. Il existe des cartes qui illustrent le système de Norton appliqué comté par comté à tout l'est des États-Unis. Les sols ou les substratums rocheux de type 1 et 2 figurent en rouge; ces sols ou substratums ont un très faible pouvoir tampon. Les régions qui n'ont pas de substratum de type 1 ou 2 figurent en jaune et le bleu ne désigne que les substratums de type 2. En d'autres termes, les régions en rouge sont celles qui ont le plus de chance d'avoir des systèmes aquatiques sensibles à l'acidification. Malheureusement, cette carte a été publiée pour indiquer la "sensibilité des écosystèmes d'après le substratum rocheux". Il s'agit là d'un usage impropre des intentions de Norton; en effet lorsqu'il a conçu sa carte d'origine, il voulait dire, "la sensibilité des systèmes aquatiques à l'acidification telle que déterminée par le substratum rocheux".

Si nous revenons à nos systèmes forestiers, en 1980, Robitaille a publié un article sur les précipitations acides et la végétation. Il s'est servi de l'abondance relative d'espèces et de la sensibilité de ces espèces au dioxyde de soufre pour classer les régions végétales du Canada par ordre de sensibilité. Malheureusement, cette carte avait pour titre "les précipitations acides et la végétation" car à l'époque, les seules données disponibles sur la sensibilité de la végétation concernaient essentiellement la sensibilité à SO_2 et non au dépôt humide des pluies acides. Tous ces exemples illustrent les risques inhérents à ce type d'approche lorsqu'on interprète des études complètement nouvelles au-delà de leurs limites originales. Ces limites ne sont pas toujours bien comprises, de sorte que les généralisations deviennent des faits incontestables.

Il faut également mentionner la méthode de Coker et Shiltz. Ces deux chercheurs ont conçu un système de classification des matériaux géologiques - cette fois-ci non seulement le substratum rocheux, mais aussi les dépôts glaciaires dont la composition ainsi que celle des sédiments lacustres étaient indicatives de là où existait le plus fort potentiel d'acidification et de libération de substances nuisibles. Ce système a depuis lors été peaufiné, mais déjà à l'époque, il allait plus loin que les travaux de Hendrey et Norton aux États-Unis.

Cowell, Lucas et Rubic ont conçu une échelle de sensibilité écologique aux précipitations acides. Ils ont essayé d'intégrer tous les facteurs connus qui risquent d'influer sur la sensibilité d'un écosystème à l'apport de matériaux acides. Mais ils ont été limités dans leurs efforts et ont fini par utiliser la "pétrographie", science qui décrit les roches et étudie leur structure et leur composition,

pour produire une carte de sensibilité des écodistricts. Ici aussi, je pense que la publication d'une telle carte dépasse de beaucoup ses intentions. Une fois publiée, nous croyons savoir quels écosystèmes sont les plus sensibles aux dépôts acides alors qu'en fait, nous ne savons nullement si certains sont réellement sensibles ou qu'ils afficheront le moindre changement.

J'aimerais dire en conclusion que nous devons limiter nos efforts de cartographie à certaines caractéristiques simples ou du moins à des séries de caractéristiques très limitées à propos desquelles nous disposons de données incontestables. Nous ne devons pas apposer d'étiquettes qui impliquent que nous connaissions ce que nous ne connaissons pas ou qui exigent que l'on comprenne des réactions encore impossibles à comprendre.

J'aimerais à nouveau revenir sur un exemple de système aquatique. On a établi une carte de l'alcalinité des lacs et des eaux des cours d'eau de l'État de New York. On a omis du titre le mot "sensibilité", la carte n'indiquant que le niveau d'alcalinité de l'eau. C'est précisément ce que fait Omernick au laboratoire de l'EPA de Corvallis où il a établi une carte de tout le nord-est des États-Unis. Les zones les plus sombres de la carte représentent les systèmes aquatiques dont les eaux de surface, à la fois des cours d'eau et des lacs, ont la plus faible alcalinité, et à mesure que le gris s'éclaircit, les eaux gagnent en alcalinité pour dépasser 400 $\mu Eq\ L^{-1}$. Les eaux les plus sombres ont une alcalinité inférieure à 50 $\mu Eq\ L^{-1}$. Omernick a appliqué ce système de cartographie à tous les États-Unis sur une carte à petite échelle sans subdiviser avec tant de raffinement les classes d'alcalinité.

J'ai voulu savoir comment il avait tracé ces lignes car je savais qu'il ne disposait que de points isolés représentant les niveaux d'alcalinité connus des cours d'eau et des lacs. Il m'a alors appris qu'il avait superposé sa carte des données alcalines sur des cartes représentant plusieurs caractéristiques naturelles, comme la géologie, les sols, l'utilisation foncière, etc., pour voir s'il était possible d'établir des corrélations raisonnables. Il a constaté que les cartes sur l'utilisation foncière étaient les plus utiles, mais les cartes géologiques et pédologiques l'ont également aidé dans sa tâche. Dans bien des cas, il a constaté que les groupements d'alcalinité correspondaient parfaitement aux cartes d'utilisation foncière. Ainsi, même lorsqu'on ne fait que cartographier une seule caractéristique, il existe un certain niveau d'interprétation et de généralisation, surtout spatiale, qui risque de produire des impressions erronées.

Résumé et conclusions

J'aimerais maintenant souligner que Cowell et Lucas, qui ont une séance d'affiches à cette réunion, ont une façon tout à fait sensée d'aborder la cartographie des ressources. J'incite tous ceux qui ne l'ont pas déjà fait à aller voir leurs affiches. Ils ont une grande carte de l'est du Canada sur laquelle le terrain est divisé en 62 classes d'après la lithologie, la structure et la profondeur du sol et ils ont un tableau accompagnant la carte qui permet de l'interpréter. J'estime que la formule est excellente car leur carte ne représente que les caractéristiques du terrain qui n'évoluent pas vraiment; s'il convient d'interpréter différemment ce qui est sensible ou insensible, il suffit alors de modifier le tableau qui accompagne la carte.

Je tiens également à signaler les travaux de Olsen, Johnson et Schriner au National Laboratory de Oak Ridge, que j'ignorais au moment où j'ai préparé ma communication. Ceux-ci ont publié un recueil qui dépasse de loin celui dont j'ai parlé à propos de Kopatek, Harris et Olsen. Ils emploient une formule séquentielle, ont pris le comté comme unité de cartographie et produisent des cartes des propriétés importantes uniques comme la saturation en base des sols dominants, le pourcentage de terrain affecté à une certaine utilisation foncière et la distribution des sols peu profonds ou escarpés. Ils étoffent ensuite la classification des substratums rocheux de Hendrey et Norton avec leur propre base de données et produisent toute une série de cartes. Ils commencent par cartographier une caractéristique isolée, puis des combinaisons de caractéristiques qui autorisent d'autres

interprétations. Mais même cette formule qui est l'une des plus avancées n'est pas sans défauts. L'un est l'utilisation du comté comme unité de cartographie - en d'autres termes, tout un comté est une même chose uniforme alors que dans bien des cas, on relève des différences notoires dans un même comté. Par ailleurs, la base de données sur les sols est loin d'être parfaite; si l'on examine les cartes de plus près, il semble y avoir certains écarts par rapport à ce que nous savons de la répartition des sols dans les États. Dans bien des cas, les données nécessaires comme la capacité d'absorption des sulfates n'étaient tout simplement pas disponibles. Ils ont dû se servir d'hypothèses ou de conjectures sur ce paramètre. Tout le monde aime les cartes, et lorsque nous publions une carte, elle a toutes les chances de connaître une très grande diffusion; or, toutes les qualifications et explications de notre texte ne l'accompagnent peut-être pas.

J'espère que mes collègues qui se sont livrés à toutes ces évaluations et à ces exercices de cartographie ne jugeront pas mes propos trop critiques, et je tiens à leur dire que mes travaux méritent tout autant leurs critiques. Ce que nos travaux laissent entendre, c'est beaucoup plus que ce que nous disons - en fait, nous prétendons en savoir beaucoup plus que ce que nous savons réellement. Nous sommes coupables de faire croire que nous comprenons l'interaction entre la charge des dépôts et les constituants d'écosystèmes alors qu'en fait ce paramètre n'est pas connu. Lorsque nous disons d'un sol, d'un lac ou d'un type de végétation qu'il est sensible ou légèrement sensible, la plupart des gens pensent aussitôt que nous savons ce qui se passera si ces systèmes sont exposés aux pluies acides. Bien entendu, la plupart d'entre nous nieront ce fait, comme l'atteste ce que nous avons écrit à côté des cartes que nous avons publiées. Mais les cartes sont souvent utilisées sans tous les éléments qui les accompagnent dans le texte. Par exemple, une carte que j'avais préparée a été publiée avec la légende "sols sensibles qui perdraient plus de 25 % de leurs cations échangeables après 25 ans de 2 kEq H^+ ha^{-1} an^{-1}". Alors que dans la réalité, j'avais dit "si tous les ions hydrogène remplaçaient les cations et qu'il n'y avait aucun autre remplacement (ce qui est fort peu probable), ces sols sensibles pourraient perdre 25 % de leurs cations basiques en l'espace de 25 ans". Un autre exemple est la classification des substratums rocheux de Norton. Son intention était que cette classification servirait à prédire les régions où les eaux de surface risquaient le plus d'être affectées par les dépôts acides. J'ai vu une réimpression de cette carte portant la légende "carte des écosystèmes sensibles dans l'est des États-Unis". Mais en dehors de l'usage impropre des cartes que nous avons préparées, nous sommes coupables d'avoir simplifié les choses à outrance et d'avoir laissé entendre que nous comprenions ces systèmes de manière beaucoup plus complète que ce n'est le cas. À mon avis, la combinaison de plusieurs facteurs sur le sol, la géologie, la végétation et l'eau en vue de produire une carte de sensibilité des écodistricts ou des écosystèmes nécessite une compréhension beaucoup plus approfondie. Il faudrait pour cela une base de données beaucoup plus complète que ce que nous possédons dans la réalité.

Je pense que nous devons prendre soin à l'avenir de clairement délimiter les ressources ou les mécanismes à risque. Par exemple, l'expression "sensibilité du sol" ne convient pas; nous devons préciser de quel type de sensibilité nous parlons : à l'acidification, à la libération d'aluminium ou autre chose selon le cas. De plus, nous devons préciser la sensibilité à quoi, aux dépôts humides d'acides minéraux, aux dépôts acides potentiels globaux, aux concentrations de SO_2 et de NO_x dans l'atmosphère. En d'autres termes, nous devons donner des précisions sur les apports.

Je terminerai en vous rappelant que les systèmes forestiers dont nous nous occupons sont des systèmes dynamiques et complexes qui ne peuvent être entièrement caractérisés. Nous ne pouvons nous attendre à ce que toutes les forêts, pas même toutes les forêts d'épinettes reposant sur des spodosols ou des podzols, réagissent de la même façon à l'exposition des aiguilles aux pluies acides ou aux effets de 10 à 30 kg de soufre et d'azote qui se déposent chaque année sur le sol. Préparons nos évaluations futures de manière délibérée et en définissant clairement le risque et les ressources à risque. Si nos classements relatifs ont une certaine valeur, il faut absolument procéder à des vérifications sur le terrain avant d'aller plus loin avec ce genre de système.

Analyse

Question : La capacité d'échange cationique est mesurée à pH 7 par le Service de conservations des sols aux États-Unis. Cela peut être trompeur pour certains spodosols (podzols). Pourriez-vous nous en dire plus long là-dessus?

Réponse : Les horizons B qui ont une capacité d'échange cationique pratiquement nulle sur le terrain peuvent avoir une capacité d'échange cationique très élevée lorsqu'elle est mesurée à pH 7 dans une solution tamponnée. Étant donné que la capacité d'échange cationique de ces sols est presque entièrement tributaire du pH, ils peuvent avoir une saturation en base de 100 % sur le terrain. Il semble donc difficile de se servir de la saturation en base pour prédire la sensibilité. C'est un problème grave. Il serait utile d'avoir une base de données qui fasse état de la capacité d'échange cationique.

Question : La plupart des cartes qui indiquent la sensibilité des systèmes forestiers ou agricoles se servent de la capacité d'échange cationique ou du taux de saturation en base. On a fait fi des différences qui peuvent exister entre les écosystèmes forestiers et les écosystèmes agricoles. Avez-vous des remarques à formuler là-dessus?

Réponse : Ma seule observation est que je travaille dans un secteur où l'agriculture revêt une grande importance, même si je juge que les écosystèmes forestiers sont beaucoup plus à risque. J'ai simplement tendance à ignorer les systèmes agricoles lorsque je parle des ressources à risque. Du moins pour l'instant, si nous éprouvons des problèmes, ceux-ci vont commencer par apparaître dans les systèmes aquatiques, puis dans les écosystèmes forestiers qui ne sont pas aménagés de manière aussi intensive que les systèmes agricoles.

Question : Le Service de conservation des sols des États-Unis procède, du moins dans l'État de New York, à une nouvelle étude des caractéristiques du sol et analyse, comté par comté, de nombreuses régions des États-Unis. A-t-il décidé d'intégrer dans ses études la sensibilité de nos sols aux dépôts acides?

Réponse : Je ne sais pas précisément ce que ce Service fait dans l'État de New York, mais je sais ce qu'il fait en général et ma réponse est non. Il ne donne pas ce genre d'interprétation même si une bonne part des données recueillies sur le terrain seront utiles à cette fin.

Question : Je conviens qu'une seule ressource est plus représentative de sa sensibilité à l'acidification. Mais pour évaluer les résultats globaux, il sera nécessaire de surimposer un certain nombre de ces cartes de ressources simples. Pensez-vous que cela peut donner lieu à des interprétations erronées, faute de tenir compte des diverses interactions des différents paramètres?

Réponse : Ma réponse est oui, car lorsque nous interprétons quelque chose, il se peut que nous formulions des hypothèses erronées. Plus ces hypothèses sont nombreuses, plus nous avons de chances d'arriver à une conclusion erronée. En revanche, nous ne pouvons laisser à ceux qui ont moins de connaissances que nous le soin d'interpréter les résultats.

Les incidences des dépôts acides et de la pollution atmosphérique pour l'aménagement forestier

Garth K. Voigt
Yale School of Forestry and Environmental Studies

James R. Boyle
Department of Forest Management, School of Forestry
Oregon State University

La sensibilisation du public au niveau d'agression exercé par l'activité humaine sur la biosphère approche la phase exponentielle de croissance. Il ne se passe pratiquement pas un jour sans qu'on ait un nouvel exemple de la nature impitoyable du système qui rend la vie possible et c'est sans ménagements que nous sommes obligés de reconsidérer les réponses réconfortantes apportées aux questions jugées résolues depuis longtemps du fait que ces solutions ont à nouveau surgi comme problèmes dont les dimensions et la persistance étaient complètement imprévues jusqu'ici. Notre technologie jouit d'un excellent palmarès de gains à court terme, même si notre système comptable est incapable de prévoir les coûts à long terme. Des activités comme l'agriculture et la foresterie intensive sont potentiellement vulnérables à la myopie dont nous faisons preuve à cet égard. De nombreux agronomes s'inquiètent de plus en plus de la productivité soutenue du sol et des questions de même nature se posent au sujet de l'aménagement intensif des forêts (Barber, 1982). De plus, étant donné que les forêts recouvrent une portion aussi vaste de la surface terrestre, ce n'est qu'une question de temps avant que d'autres ramifications de l'activité humaine, comme la pollution atmosphérique, viennent entraver les phénomènes naturels qui se produisent dans nos écosystèmes forestiers.

Des colloques consacrés aux forêts et à la pollution atmosphérique à grande distance ont lieu au moins chaque année depuis 1975 et à l'issue de chacun, nous sommes plus convaincus que jamais que cette interaction s'est en fait déjà produite. Toutefois, les preuves documentaires de ces effets délétères ne sont pas suffisamment écrasantes pour qu'on se soucie d'y remédier sans plus tarder. L'inertie des systèmes terrestres et la nature subtile de la croissance des forêts n'ont pas jusqu'ici révélé de symptômes incontestables de dégâts, ce qui explique notre immobilisme. Par contre, nous sommes de plus en plus convaincus que les conséquences à long terme, quelles qu'elles soient, seront fâcheuses dans le pire des cas, et c'est pourquoi nous devons arrêter de penser qu'il n'y a aucun risque que nous portions atteinte à la viabilité de nos écosystèmes forestiers. Dans la présente communication, nous parlerons des relations possibles entre la pollution atmosphérique, la productivité des écosystèmes forestiers et l'aménagement forestier qui, à notre avis, seront grosses de conséquences pour l'aménagement des forêts du nord-est de l'Amérique du Nord. Dans le cadre de ce débat, nous nous arrêterons plus particulièrement sur les dépôts acides qui résultent essentiellement de la pollution soufrée de l'atmosphère. Toutefois, comme nous le savons tous, la pollution atmosphérique dépasse de loin la simple dissolution de dioxyde de soufre dans l'eau qui forme de l'acide sulfurique dilué. Bien d'autres éléments et composés chimiques viennent s'ajouter à l'atmosphère par voie naturelle et anthropique, dont beaucoup risquent de provoquer des effets délétères directs ou indirects sur l'écosystème forestier. Même si les polluants métalliques provenant des combustibles fossiles qui se dégagent sous l'action du feu ne sont présents qu'en très petites quantités, ils finissent par s'accumuler dans le système pédologique sur de longes périodes de temps. Nous ne devons pas oublier non plus que certains contaminants doivent être perçus comme bénéfiques. Dans de nombreux bilans nutritifs, l'azote des précipitations contribue de manière appréciable au capital nutritif global et dans certains systèmes, cela vaut même pour le soufre. Comme on le voit, les dimensions du problème sont multiples et complexes.

Les forêts et les herbages naturels apparemment infinis qui existaient au moment de l'arrivée des Européens sur le continent nord-américain sont nombreux à avoir été progressivement remplacés par d'autres systèmes de végétation. Certains sont semblables aux communautés originales alors que

d'autres sont radicalement différents. Dans la plupart des cas, le niveau d'écart par rapport à l'original a un rapport étroit avec l'intensité de l'aménagement. L'expérience qu'on a de l'agriculture nord-américaine qui représente sans doute la forme la plus intensive d'aménagement du sol à grande échelle nous incite à penser que si l'intensité des méthodes se traduit généralement par de fortes hausses du rendement des biens recherchés, elle oblige également à engager de fortes dépenses énergétiques. Ces dépenses résultent de nos tentatives de comprimer l'intervalle de temps qu'il faut pour atteindre un équilibre naturel entre la décomposition de la matière organique et la transformation des éléments nutritifs présents dans la forêt ou dans l'herbage. On sait également que ces dépenses, aussi élevées soient-elles, ne peuvent entièrement remplacer tous les phénomènes naturels dont il faut tenir compte dans l'évaluation des niveaux de production des systèmes d'origine. On craint donc que la productivité de nombreux sols ne commence à décliner en dépit de tous les moyens déployés pour assurer leur viabilité. C'est ainsi qu'à mesure que les pressions augmentent pour produire des produits de base, nous sommes de moins en moins en mesure de faire face à la demande. Même si cette dynamique n'est pas aussi manifeste en foresterie qu'en agriculture, on sait que des changements de capacité de production sont possibles qui risquent de réduire la croissance des arbres forestiers. Dans les régions tropicales comme Bornéo, l'Extrême-Orient et le bassin de l'Amazonie, on a déjà enregistré une baisse de croissance de la deuxième génération de plantations (Mergen, 1983), et l'on constate des scénarios analogues en Australie (Farrell *et al.*, 1981). Si l'on en juge par l'état avancé de l'altération minérale de ces sols tropicaux et compte tenu du fait que la plupart des cas de dépérissement de la deuxième révolution mettent en jeu des espèces exotiques, ce phénomène n'a pas grand chose d'étonnant. Dans nos forêts tempérées, notamment dans celles de la région qui nous intéresse, les preuves ne manquent pas que l'élimination des éléments nutritifs des sites est considérablement accélérée par les méthodes d'exploitation intensive. Dans certains cas extrêmes, les taux d'élimination équivalent aux taux qui résultent de la culture du maïs dans les zones tempérées (Boyle, 1975).

C'est pour cela qu'il faut absolument commencer par analyser l'effet qu'un niveau donné d'aménagement forestier exerce sur un écosystème forestier afin de pouvoir identifier plus clairement les effets potentiellement délétères de la pollution atmosphérique. Stone (1975) dans une communication qu'il a donnée à la Conférence nord-américaine sur les sols forestiers à l'Université Laval il y a 10 ans - a décrit cinq catégories d'utilisation des terres forestières qui réclament différents niveaux d'intensité d'aménagement. Il s'agit des friches éloignées comme on en trouve dans certaines parties du Canada et de l'Alaska qui se situent au bord ou au-delà du spectre de l'aménagement forestier. Il y a également les forêts sauvages protégées préservées dans les parcs, les réserves et les zones de nature protégée. Il se peut que la productivité de ces deux catégories soit soutenue par des mécanismes inhérents à la succession des forêts naturelles. Stone a employé le terme de "forêt exploitée" pour désigner celles qui sont utilisées par l'homme moyennant des efforts d'aménagement minimes ou nuls, si ce n'est pour l'extraction du bois ou du fourrage. Une fois l'extraction faite, la régénération est entièrement laissée à des processus naturels. Les changements de potentiel de productivité peuvent être ici le fait des processus d'extraction. Ceux-ci peuvent être de courte ou de longue durée. Dans la forêt réglementée, plusieurs systèmes sylvicoles assortis d'une variété d'objectifs peuvent être mis en oeuvre pour assurer le contrôle de la régénération, la composition en espèces et la densité de peuplements. La productivité est perçue comme une propriété inhérente à la station qui peut être dégradée par un mauvais traitement ou par le feu.

Le niveau d'aménagement le plus extrême se retrouve dans la forêt domestiquée où le potentiel génétique des espèces sélectionnées par l'ingénieur forestier et le potentiel de la station proprement dite peuvent être manipulés au moyen de gros investissements matériels. Dans ce cas, on a obtenu des hausses remarquables de la possibilité, même si certains auteurs estiment que le potentiel de productivité de ces forêts éminemment manipulées peut être doublé par le peaufinage des techniques de fertilisation, le contrôle de la végétation concurrente, l'exploitation des éléments nutritifs, les interactions entre les fertilisants et la lutte contre les mauvaises herbes, et les techniques d'amélioration génétique avancée et de culture tissulaire (Farnum *et al.*, 1983). Bengtson (1981) a intimé l'ordre aux ingénieurs forestiers du sud-est des États-Unis qui utilisent ces systèmes de tenir

compte des besoins de préservation des éléments nutritifs afin de véritablement soutenir la productivité de la station à long terme. Les principes qu'il préconise s'appliquent à tous les systèmes de foresterie intensive - domestique -. À cette échelle, la sylviculture diffère peu de l'agriculture et de l'horticulture, mais comme Stone (1975) le fait observer, la proportion de terres forestières en Amérique du Nord qui appartiennent à cette catégorie ne sera sans doute jamais très importante.

Dans tous les autres systèmes d'aménagement, s'il veut viabiliser la capacité de production, l'ingénieur forestier doit clairement connaître les conséquences sur une station des pratiques sylvicoles et des objectifs d'aménagement, notamment si l'aménagement est fondé sur des critères économiques de maximisation de la possibilité à court terme plutôt que sur des prémisses écologiques. Kimmins (1973a, 1973b, 1974) a souligné les différences qui existent entre la perception traditionnelle que l'on a du rapport soutenu et le concept qu'il appelle la "rotation écologique", qu'il décrit comme le délai qu'il faut à une station aménagée au moyen d'une technique donnée pour revenir à l'état pré-récolte. Compte tenu de notre incapacité à mesurer les mécanismes qui constituent un écosystème forestier, il est sans doute impossible de savoir avec exactitude quand on a atteint ou qu'on atteindra l'état pré-récolte. Dans la plupart des cas, le délai qu'il faut est sans doute très nettement supérieur au nombre d'années équivalant à l'âge moyen du peuplement exploité. Le temps nécessaire à la production d'une coupe dépend de la profondeur du sol et de la nature du substratum rocheux, sans compter les taux d'apports atmosphériques d'éléments nutritifs. Green et Grigal (1980) ont constaté que les accumulations d'éléments nutritifs dans des peuplements de pins gris reposant sur des sols profonds étaient supérieures à celles de peuplements poussant sur des sols peu profonds. Ils ont observé que les sols granitiques avaient une faible concentration en Ca et Mg et que les sols issus du gabbro avaient une faible concentration en P. Les peuplements poussant sur des sols peu profonds contiennent une plus forte proportion d'éléments nutritifs dans la végétation que les peuplements poussant sur des sols plus profonds. Ces auteurs en ont conclu que l'élimination des éléments nutritifs par la récolte de bois a sans doute une plus forte incidence sur l'équilibre nutritif des peuplements poussant sur des sols peu profonds que sur celui des peuplements poussant sur des sols profonds. Weetman et Weber (1972) ont constaté que les peuplements d'épinettes poussant sur des sols marginalement fertiles étaient sans doute sujets à un épuisement de Ca, K et N lorsqu'on en faisait l'exploitation par arbres entiers. Telle est précisément le genre de situation jugé vulnérable aux effets délétères des dépôts acides qui résultent de la pollution atmosphérique (McFee, 1980). En cas de sérieux dérangement du système, comme un feu de friches, l'exploitation par arbres entiers ou la préparation du site par râtelage ou brûlage, qui éliminent la couverture végétale et dérangent ou détruisent la couverture morte, ces sols sont exposés aux pleins effets des précipitations acides, ce qui accroît leur vulnérabilité au changement.

Depuis 20 ans, on comprend beaucoup plus clairement le fonctionnement des écosystèmes forestiers sur le plan quantitatif. On s'est notamment évertué à déterminer les bilans nutritifs de ces systèmes. Pour ce qui est de la productivité soutenue, la matière organique à la surface du sol minéral ou proche de celle-ci est un indicateur sensible de l'état de l'écosystème. Le caractère qualitatif de ce facteur est reconnu depuis longtemps par les sylviculteurs, mais grâce aux progrès de la science, il est désormais possible de suivre la dynamique des éléments nutritifs avec beaucoup plus de précision. En général, il en ressort que la capacité de production est un processus d'accrétion qui, dans un régime climatique donné, est fortement corrélé à la nature géologique du substratum rocheux. Les systèmes dont les matériaux de la roche-mère sont bien pourvus en éléments nutritifs inorganiques accumulent en général la matière organique plus rapidement que ceux dont les matériaux de la roche-mère sont moins riches en éléments nutritifs. Dans l'un et l'autre cas, le capital nutritif global de l'écosystème semble continuer à augmenter jusqu'à ce qu'il atteigne un équilibre dynamique, après quoi la photosynthèse, la respiration et tous les autres processus métaboliques de l'écosystème sont plus ou moins en équilibre avec les autres processus de l'écosystème. Lorsque cet état est perturbé par l'exploitation, il y a modification des rapports entre les constituants de l'écosystème et c'est alors que recommencent les processus de régulation biotique des mouvement de l'eau et des éléments nutritifs, de stockage, de décomposition et de minéralisation des éléments nutritifs sans compter les autres cheminements du déplacement et de l'utilisation de l'énergie et des éléments nutritifs.

L'élément qui revêt sans doute le plus d'importance est de savoir si la capacité de production d'une station en particulier est soutenue ou au contraire se dégrade avec le temps. La capacité de production est synonyme d'intégration de tous les rapports et équilibres mentionnés plus haut. Tous ne sont pas atteints en même temps. Certains prennent des années, d'autres des siècles, et compte tenu de l'état actuel des connaissances, il est impossible de savoir avec exactitude lorsque l'état d'équilibre pré-récolte s'est rétabli. Ce constat est plutôt basé sur la taille ou l'âge des arbres et lorsqu'on a pris une décision arbitraire, le processus d'exploitation recommence. Si cet intervalle coïncide avec le délai nécessaire au rétablissement des équilibres qui mettent le plus longtemps à se produire, la productivité est alors sans doute soutenue. En revanche, si une quantité importante de matières colloïdales portant des éléments nutritifs est perdue à cause des dérangements provoqués par l'exploitation et que la formation d'argile prenne des siècles par gramme, la productivité ne peut être soutenue au niveau pré-récolte à moins que le délai qui s'écoule entre deux récoltes corresponde au nombre de siècles approprié. De la même façon, si la diversité de la flore et de la faune pédologiques qui sont importantes pour le renouvellement de la matière organique est réduite à cause du remplacement d'un écosystème forestier équilibré par une monoculture exotique, il devient encore plus difficile et complexe de répondre à la question de la productivité soutenue.

Il ne suffit pas non plus de présumer que si l'on arrive à tenir un compte exact des quantités d'éléments nutritifs déterminées par des moyens conventionnels et qu'on applique les quantités voulues de ces éléments, tout ira bien, quel que soit l'intervalle d'exploitation choisi. Cette approche leibigienne n'a pas porté fruit en agriculture et il est peu probable qu'elle puisse s'appliquer à la sylviculture à court terme qui est encore plus tributaire des processus naturels que l'agriculture. Si nous admettons que puisque nous ignorons comment la capacité de production se maintient dans les écosystèmes forestiers et qu'en raison des pressions exercées par les exigences actuelles de la société, il est vraisemblable que l'exploitation forestière telle qu'elle est actuellement pratiquée provoque une baisse de la productivité théorique d'un site, quelles sont dès lors les incidences des dépôts acides sur l'aménagement forestier? Comme certains l'ont déjà affirmé à ce propos (Voigt, 1979), il est pratiquement certain que les sites où l'on pratique la foresterie de courtes révolutions sont plus vulnérables aux conséquences néfastes des dépôts acides que les sites qui ont atteint un certain équilibre écologique ou dont l'exploitation se fait à intervalles d'au moins 100 ans. Dans la majeure partie du nord-est des États-Unis et du Canada, il semble peu probable que l'aménagement forestier atteindra jamais le stade de ce que Stone (1975) appelle la forêt domestiquée avec les niveaux d'intensité d'aménagement correspondants. Toutefois, l'exploitation par arbres entiers et les incidences qu'elle a sur les processus de l'écosystème est une réalité pour la foresterie et d'autres techniques d'aménagement intensif sont en voie de conception et d'utilisation.

Les expressions de forêt exploitée ou de forêt réglementée ont plus de chances de s'imposer dans un avenir prévisible. Même ou peut-être surtout dans ces cas, si l'on tient compte de la vulnérabilité naturelle de nombreux sols de cette région, la liste des effets délétères potentiels sur les écosystèmes forestiers est plutôt longue; ces effets ont été exposés dans le cadre d'autres communications données ici. Le fait que nous soyons au courant des dépôts acides dans cette région depuis près de 20 ans et que nous ayons été incapables jusqu'ici d'attribuer les facteurs de croissance directs à leur influence nous incite à croire que, quels que soient ces effets, ils se manifestent de manière plus pernicieuse que nous ne le pensions à l'origine. Il n'en reste que le tableau est un peu plus clair aujourd'hui qu'il ne l'était auparavant. Nous ne pouvons ignorer les études sur l'acidification des lacs des Adirondacks situés en altitude qui témoignent d'une forte corrélation entre la hausse de l'acidité et la baisse des populations de poissons (Schofield, 1976). Ces lacs se trouvent dans une région aux sols fortement podzolisés, ce qui permet de croire que les dépôts acides aux taux où ils se produisent actuellement devraient avoir peu d'effets. Il existe par contre d'autres indices de changement qu'il est possible de rapporter à l'acidification accrue. Le dépérissement de l'épinette rouge a été démontré au Vermont (Siccama *et al.*, 1982). L'épinette rouge pousse à une altitude d'environ 800 m au Vermont et sa distribution a un rapport, croit-on, avec l'incidence de l'humidité des nuages (Siccama, 1974). Tomlinson *et al.* (1980) ont démontré que l'humidité des nuages à la saison de croissance avait un pH entre 3 et 3,5.

À mesure que les études se multiplient, nous serons mieux en mesure de savoir avec précision si les dépôts acides ont des effets fâcheux sur la croissance des arbres. Même si des corrélations aussi directes sont impossibles à établir dans un avenir rapproché, nous ne pourrons plus affirmer que les dépôts acides et la pollution atmosphérique sont inoffensifs. Il est tout à fait possible qu'un délai semblable à celui décrit plus tôt au sujet du rétablissement des écosystèmes forestiers soit nécessaire pour détecter l'influence néfaste de la pollution atmosphérique. Si les dépôts acides augmentent les pertes par lessivage du feuillage des arbres vivants, des matériaux de la couverture morte, de la matière organique du sol et du sol minéral, ce processus complexe d'agression sur le pouvoir d'approvisionnement en éléments nutritifs est peut-être si lent qu'il faudra des dizaines d'années pour arriver à l'étayer par des preuves. De la même façon, si la pollution par les métaux lourds supprime le métabolisme fongique de manière à abaisser les taux de décomposition de la matière organique et à ralentir le recyclage des éléments nutritifs, le délai de détection risque d'être encore plus long. Ce très long délai de détection des effets délétères potentiels de la pollution atmosphérique risque d'avoir pour conséquence que nous serons incapables de retrouver le niveau de productivité original une fois que nous aurons remédié à l'effet des polluants qui se déposent sur l'écosystème. Si certains éléments essentiels de l'écosystème comme les espèces de champignons, la microfaune et la macrofaune ont été éliminés ou que leurs activités ont été tellement modifiées que les relations d'origine entre les organismes en décomposition n'existent plus, le cycle de décomposition de la matière organique risque d'être encore beaucoup plus lent. Cela risque d'affecter le bien-être des principaux producteurs et en fin de compte, la forêt pourrait être très différente sur le plan quantitatif et qualitatif.

En conclusion, il semble que plusieurs activités d'aménagement forestier revêtent de l'importance en ce qui concerne les dépôts acides sur les écosystèmes forestiers.

La coupe à blanc élimine le couvert forestier qui est la première strate à recevoir les dépôts dans la forêt. Si dans la préparation du site qui s'ensuit, la végétation pastorale en sous-étage est éliminée et que la couverture morte est dérangée ou éliminée par brûlage ou par un autre traitement, le sol minéral est alors exposé pendant un certain temps aux effets des dépôts acides. L'exploitation par arbres entiers, qu'elle se traduise par la concentration des rémanents dans les zones de traitement ou par l'élimination de tous les rémanents, laisse sensiblement moins de résidus sur place qui contribuent à la résilience du site. Dans l'ouest des États-Unis, l'empilage-brûlage des rémanents visant à faciliter la plantation et à réduire la densité des combustibles est une pratique analogue à l'exploitation par arbres entiers au niveau de ses incidences sur la rétention et le recyclage de la matière organique du site. Nous avons donc des sites vulnérables aux incidences qui se produisent sur les sols dont nous avons déjà parlé. Manifestement, le délai d'exposition du sol minéral nu aux dépôts acides revêt de l'importance à cet égard.

L'exploitation et les traitement post-récolte exercent une influence sur les modèles de dépôt, d'accumulation et de fonte des neiges. Ainsi, lorsque l'accumulation de dépôts acides dans le couvert de neige est importante, il risque d'y avoir des interactions entre l'exploitation et la concentration de pousses acides dans les sols ou les systèmes de drainage (Overrein *et al.*, 1980).

La conversion d'essence de feuillus en résineux a toute une variété de répercussions qui ont trait à la chimie des matériaux de dépôt qui atteignent la couverture morte et le sol minéral. Compte tenu de la sagesse traditionnelle dont on fait preuve quant aux compatibilités essences/sols, sans oublier les pressions économiques, il y fort à parier que ces conversions seront prescrites pour les sols qui sont le plus vulnérables aux dépôts acides. Les résineux poussant sur ces sols risquent d'accroître la vulnérabilité du site aux apports acides et ralentiront presque indubitablement les taux de décomposition de la couverture morte et son incorporation avec les matières du sol minéral.

Si nous tardons trop à appliquer les connaissances que nous possédons, sans doute devrons-nous recourir à des niveaux héroïques d'intensité d'aménagement pour simplement retrouver le niveau de productivité qui existait jadis sans apports énergétiques artificiels, encore que dans certains cas, ces mesures héroïques risquent d'arriver trop tard. Il faudra longtemps avant que ces changements ne

deviennent visibles à grande échelle, même dans le nord-est, mais lorsque cela se produira, le rétablissement coûtera beaucoup plus cher que la prévention si nous nous en occupons dès aujourd'hui.

L'observation et l'expérience permettent facilement d'allonger la liste de combinaisons et de permutations des pratiques sylvicoles qui peuvent interagir avec le phénomène complexe des dépôts acides. En général, celles-ci provoquent l'accélération de la perte d'éléments nutritifs par lessivage et ruissellement et la simplification des systèmes biologiques avec une baisse simultanée du pouvoir tampon. La difficulté pour chacun d'entre nous est de mettre à contribution nos connaissances, notre sagesse et les possibilités qui s'offrent à nous en vue d'influer sur les politiques et les décisions d'aménagement forestier afin de minimiser les interactions effectives et les interactions potentiellement nuisibles. Pour paraphraser Aldo Leopold, lorsque nous voyons dans nos terres et nos forêts des communautés auxquelles nous appartenons, nous commençons à nous en servir avec amour et respect au lieu de simplement les percevoir comme des biens que nous pouvons utiliser et exploiter sans sagesse ni prudence.

Bibliographie

Barber, J.C. 1982. Our biggest issues are rooted in soil. J. For. 80:398-399.

Bengtson, G.W. 1981. Nutrient conservation in forestry: a perspective. South. Jr. Appl. For. 5(2):50-59.

Boyle, J.R. 1975. Nutrients in relation to intensive culture of forest crops. Iowa State J. Res. 49:279-303.

Farnum, P.; Timmins, R.; Kulp, J.L. 1983. Biotechnology of forest yield. Science 219(4585):694-702.

Farrell, P.W.; Flinn, D.W.; Squire, R.O.; Craig, F.G. 1981. On the maintenance of productivity of radiata pine monocultures on sandy soils in southeast Australia. Actes, Division I, Congrès mondial IUFRO, Japon. Pages 117-128.

Green, D.C.; Grigal, D.F. 1980. Nutrient accumulations in jack pine stands on deep and shallow soils over bedrock. For. Sci. 26:325-333.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G.; Wang, D.; Turner, R.S.; Barringer, T.H. 1981. Recent changes in patterns of tree growth rate in the New Jersey pinelands: a possible effect of acid rain. J. Environ. Qual. 10:427-430.

Kimmins, J.P. 1973a. The renewability of forest resources: implications for forest management. J. For. 71:290-292.

Kimmins, J.P. 1973b. Forest ecology: the biological basis for the management of renewable forest resources. For. Chron. 49:25-30.

Kimmins, J.P. 1974. Sustained yield, timber mining and the concept of ecological rotation; a British Columbian view. For. Chron. 50:27-31.

McFee, W.W. 1980. Sensitivity of soil regions to acid precipitation. U.S. Environ. Prot. Agency EPA-600/3-80-013. Pages 1-179.

Mergen, F. 1983. Tropical forestry - a challenge to the profession of forestry. Yale University, School of Forestry and Environmental Studies. Yale University Printing Service. 23 p.

Overrein, L.N.; Seip, H.M.; Tollan, A. 1980. Snow and snowmelt. Dans : Acid Precipitation - Effects on Forests and Fish. Rapport final du projet SNSF 1972-1980. SNSF P.O. Box 333, Blindern, Oslo 3 Norvège.

Schofield, C.L. 1976. Lake acidification in the Adirondack Mountains of New York: causes and consequences. Proc. First Int. Symp. Acid Precipitation and the Forest Ecosystem. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE 23. 447 p.

Siccama, T.G. 1974. Vegetation, soil and climate on the Green Mountains of Vermont. Ecol. Monogr. 44:325-349.

Siccama, T.G.; Bliss, M.; Vogelmann, H.W. 1982. Decline of red spruce in the Green Mountains of Vermont. Bull. Torrey Bot. Club 109:162-168.

Stone, E.L. 1975. Soil and man's use of forest land. Dans : Forest Soils and Forest Land Management. Actes, Quatrième conférence nord-américaine sur les sols forestiers. B. Bernier and C.H. Winget (editors). Les Presses de l'Université Laval, Québec. Pages 1-9.

Tomlinson, G.H.; Brouzes, R.J.P.; McLean, R.A.N.; Kadlecek, J. 1980. The role of cloud water in atmospheric transport. Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip. Sandefjord, Norvège. Pages 134-137.

Voigt, G.K. 1979. Acid precipitation, forest ecosystems and intensive harvesting. Proc. Impact of Intensive Harvesting on Forest Nutrient Cycling. State University of New York. Pages 33-48.

Weetman, G.F.; Webber, B. 1972. The influence of wood harvesting on the nutrient status of two spruce stands. Can. J. For. Res. 2:351-369.

Analyse

Question : Vos conclusions nous portent à croire que nous sommes pris au piège des géants industriels avant même que nous puissions réagir. Êtes-vous d'accord?

Réponse : Je pense avoir été assez clair sur ce point, nous ne pouvons tout simplement plus nous permettre d'attendre des preuves concluantes avant d'agir. Qui sont ces géants industriels? Ce sont vous et moi en tant que contribuables des services publics qui exigeons un taux de rendement sur nos investissements. Si vous lisez des conclusions d'experts comme McFee et McClenahen, les preuves d'une chute de la productivité forestière due aux pluies acides et aux dépôts qui s'y rattachent sont tout à fait concluantes. Nous ne pouvons courir ce risque, tel est mon message. Aldo Leopold a dit en termes plus élégants qu'un bon penseur n'écarte aucun des termes d'une équation, et si nous commençons à négliger certains des constituants de nos écosystèmes, nous courons le risque de perdre une partie de la productivité de nos forêts.

Conséquences des pluies acides sur la diversité d'utilisation des ressources forestières

James R. McClenahen
Ohio Agricultural Research and Development Center
and Ohio State University
Wooster

Résumé

Les principes écologiques et les résultats de travaux de recherche nous permettent d'avancer des hypothèses sur la façon dont les dépôts acides et les autres types de polluants peuvent avoir un effet sur la valeur des attraits offerts par les écosystèmes forestiers naturels. Des exemples de réactions de communautés forestières à des doses élevées ou moyennes de pollution permettent de dégager une tendance générale vers une diminution de la diversité des espèces qui conduit à une simplification des structures. Toutefois, la stabilité de communautés spécifiques ne dépend pas seulement de la dose de polluants, mais tout aussi bien de la nature de l'écosystème. Les dépôts acides et les autres polluants peuvent avoir un effet légèrement stimulant ou ne produire aucun effet perceptible lorsque la dose est faible ou que l'écosystème est complexe et doté d'un bon pouvoir tampon (relativement résistant). Lorsque la dose de polluants est élevée ou que l'écosystème est moins complexe ou doté d'un mauvais pouvoir tampon (faible résistance), une altération importante de l'état de la forêt pourra éventuellement en résulter. Des mesures des aspects généraux du fonctionnement des écosystèmes peuvent nous donner des indices sur les changements qui se produiront éventuellement mais ne peuvent illustrer les modifications qui se produiront au niveau d'attraits spéciaux comme la perte ou la diminution d'espèces rares. Nous croyons que le danger de voir les dépôts acides ou les autres polluants altérer les écosystèmes terrestres naturels avec la perte inévitable d'attraits que cela suppose, augmente généralement avec le nombre de conditions suivantes qui prévalent: i) communautés relictes, écotones majeurs ou autres types de communautés croissant près des limites de leur aire de dispersion naturelle; ii) communautés contenant une forte proportion d'arbres acclimatés (habituellement à la fin de la chronoséquence); iii) communautés dont le cycle des minéraux peut être instable (c'est- à-dire sols sensibles aux pluies acides ou écosystèmes qui dépendent du renouvellement rapide des éléments nutritifs pour maintenir leur productivité); iv) communautés soumises à des perturbations additionnelles majeures par des agents abiotiques ou biotiques comme le feu, la coupe, les infestations d'insectes ou les épidémies.

La question de la diversité d'utilisation des ressources forestières est bien sûr très vaste et comprend la production de fibres, la faune, les loisirs de diverses sortes, la pâturage et autres. Toutes ces utilisations possibles reposent sur la nature de l'écosystème forestier, soit sur sa structure, la composition des espèces et le fonctionnement. La présente étude portera donc sur les réactions des écosystèmes forestiers naturels qui sont associées avec la pollution atmosphérique et les dépôts acides. Le caractère de la communauté étant une préoccupation élémentaire, l'accent sera mis sur la dynamique de la communauté forestière. Des considérations théoriques fondées sur les principes et les théories écologiques seront combinées avec les résultats de recherches pertinentes pour tenter de résumer ce que nous savons ou ce que nous pouvons prédire et pour faire ressortir les lacunes importantes dans nos connaissances.

L'étude se fonde sur les trois classes théoriques de relations avec la dose de polluants proposées par Smith (1974). La classe I (faible dose) désigne les forêts qui agissent avant tout comme collecteurs de polluants, l'écosystème demeurant essentiellement non modifié ou peut-être stimulé. Une dose intermédiaire (classe II) peut donner lieu à des perturbations mineures décelables par des changements subtils dans la structure et la composition, ou à des changements fonctionnels. La relation de classe III, d'après Smith, se retrouve lorsqu'une forte dose de polluants est directement

responsable de la mort d'arbres par des stress physiologiques graves, ce qui conduit à des bouleversements dans la chronoséquence et la structure de la communauté.

Envisageons maintenant la nature générale de la réaction de la communauté forestière à la pollution. Woodwell (1970) a résumé cette réaction d'après ses propres observations de communautés de chênes et de pins exposés à des radiations ionisantes et d'après les modifications signalées au sujet de divers autres types forestiers soumis à de fortes sources locales de polluants atmosphériques. Le changement s'amorce par une diminution de la variété des espèces, suivie de l'enlèvement successif des strates végétales, selon une progression verticale descendante. Cette perte de la population sur pied devrait en dernier lieu conduire à une perte du capital d'éléments nutritifs du site.

Odum (1971), en caractérisant la réponse des écosystèmes naturels complexes à la pollution en termes de voies d'acheminement de l'énergie, déclarait que «... Il faut plus d'énergie pour la survie des individus, ce qui détourne de l'énergie qui servait autrefois à l'organisation et à la spécialisation centrale. Des systèmes ainsi perturbés se désintègrent avec la perte des arbres acclimatés et la chronoséquence doit recommencer avec des espèces non spécialisées».[1]

Cette séquence de diversité réduite et de simplification structurale a été bien documentée dans l'espace dans des zones de végétation concentriques s'éloignant de la source de radiation gamma de Woodwell, et le long de transects sous le vent d'aciéries. La végétation à proximité des aciéries de Sudbury au Canada et ailleurs a été étudiée tout particulièrement (Gordon et Gorham, 1963; Blauel et Hocking, 1974; Wood et Nash, 1976; Buchauer, 1973; Jordan, 1975). L'évaluation des changements dans la communauté selon l'éloignement de l'aciérie de Copperhill pres de Sudbury, par Freedman et Hutchinson, (1980) illustre le processus applicable aux forêts boréales exposées à une combinaison de SO_2, de métaux lourds et de brouillards acides. Au-delà de 22 km de l'aciérie, les forêts étaient dominées par les conifères (*Picea glauca*, *Pinus strobus*, *P. resinosa*) et la composition de même que la structure étaient peu affectées. La couverture vivante était continue et contenait les espèces typiques de la région. Entre 20 et 8 km de l'aciérie, le couvert forestier demeurait continu, mais moins dense et certaines espèces étaient rares ou absentes de la plupart des sites (par exemple, *Abies balsamea*, *Pinus strobus*). De même, la flore au niveau du sol s'appauvrissait, mais demeurait continue. Entre 3 et 8 km, on ne rencontrait que des peuplements forestiers isolés, limités aux emplacements protégés des fumigations directes en provenance de l'aciérie. Ces peuplements isolés étaient dominés par les espèces très typiques des premiers stades de la succession naturelle *Populus tremuloides*, *P. grandidentata*, *Acer rubrum*, *Quercus rubra* et *Betula papyrifera*. La couverture vivante n'était plus que de 7 à 20 pour 100 et les herbacées et autres espèces de «graminées» dominaient. Les emplacements situés à moins de 3 km étaient soit dénudés ou, s'ils étaient moins exposés, supportaient des graminées et quelques herbes de même que quelques plantes ligneuses à croissance basse. Les éléments nutritifs et, en fait, le sol lui-même avaient disparu de nombreux endroits près de l'aciérie en raison de la disparition de la végétation, créant ainsi des sites où seul le long processus de succession primaire pourra s'accomplir à la suite d'une réduction des émissions de polluants.

À des doses modérées ou faibles, les polluants atmosphériques, les dépôts acides ou les deux à la fois peuvent-ils provoquer des changements semblables et ces effets sont-ils susceptibles de suivre le modèle classique conforme à l'hypothèse de Woodwell (1970) illustrée par les études précédentes? Certains écosystèmes forestiers sont-ils moins stables que d'autres et par conséquent plus sensibles aux pluies acides et aux autres doses modérées de polluants? Quels sont les changements qui se produiront le plus vraisemblablement à ces doses? C'est à ces questions que nous nous attarderons maintenant.

---

1. Tranduction non officielle

Une façon d'évaluer les changements dans les communautés forestières résultant d'un stress modéré de pollution atmosphérique consiste à utiliser des modèles de simulation. Les modèles permettent de prédire les résultats à long terme d'un stress de polluants et ils facilitent la compréhension des processus en cause (Kickert et Miller, 1979; Shugart et al., 1980). Deux efforts récents de modélisation illustrent cette méthode. Dans l'ouest des États-Unis, l'influence du SO_2 sur la succession et la croissance de forêts de conifères mixtes a été étudiée à l'aide d'un modèle de simulation (SILVA) qui incluait les effets du feu, le stress d'humidité, la production de graines et des doses de pollution épisodique ou chronique (Kercher et al., 1980, Kercher et Axelrod, 1982). Un modèle semblable a été utilisé pour examiner les effets du SO_2 sur une forêt de feuillus mixte dans l'est des États-Unis (West et al., 1980). Dans chaque cas, une tension de croissance différentielle a été appliquée à chacune des espèces selon leur sensibilité connue au SO_2. Les modèles ont révélé que des changements à long terme dans la composition des espèces d'arbres étaient à prévoir dans des conditions données d'environnement et de stress de polluants. Une méthode semblable, utilisant ou adaptant des modèles existants comme ceux-ci, pourrait servir à estimer les conséquences à long terme des dépôts acides, dont la détection peut être extrêmement difficile ou impossible par observation directe. Toutefois, ces modèles ne fournissent peut- être pas les détails nécessaires sur les caractéristiques propres à certaines valeurs; il peut s'avérer impossible de prévoir ce que deviendront certaines espèces buissonnières ou herbacées qui peuvent contribuer grandement à l'esthétique ou à l'habitat de la faune d'une forêt donnée à moins que ses composantes ne soient spécifiquement incluses dans le modèle.

Les études de cas mettent directement en évidence l'effet des polluants sur les écosystèmes forestiers et elles peuvent collectivement fournir des indications sur un éventail de réponses à prévoir pour différents environnements et divers types de végétation. Malheureusement, seulement quelques études au niveau de la communauté ou de l'écosystème ont été effectuées dans des conditions analogues aux doses faibles ou intermédiaires de polluants de Smith (1974); aucune étude portant spécifiquement sur les dépôts acides n'a été effectuée. De telles doses d'oxydants, de SO_2 ou des deux à la fois ont contribué au déclin du pin blanc et à la diminution de productivité des prairies en Virginie (Duchelle et al., 1980; Skelly et al., 1979), appauvrissant les espèces et causant un recul dans l'arbustaie xérique à essences feuillues en Californie, une baisse générale de la diversité et des changements marqués dans la composition du sous-étage dans une forêt boréale canadienne (Scale, 1980), ainsi qu'une baisse de la diversité et de la richesse des espèces dans une forêt de feuillus mixte de Pennsylvanie (Rosenberg et al., 1979).

Dans la partie nord des montagnes rocheuses, Harward et Treshow (1975) ainsi que Treshow et Stewart (1973) ont effectué, sur le terrain et en laboratoire, des fumigations à l'ozone sur la végétation de communautés de frênes. D'après la sensibilité de certaines espèces, ils ont conclu que des modifications importantes des espèces composant le sous- étage se produiraient même si le niveau d'ozone n'était que légèrement supérieur au niveau ambiant dans la région.

La forêt mésophyte mixte des régions du centre est des États-Unis est un excellent exemple de communauté forestière tempérée croissant dans un environnement relativement stable et facile. Ces forêts occupent les dépressions de terrain et les sites protégés où les stress de température et d'humidité sont modérés, les sols bien drainés et riches en éléments nutritifs. L'environnement mésoïque est favorable au développement de communautés fortement diversifiées et structuralement complexes (Braun, 1950). Cet habitat supporte une forte proportion d'arbres acclimatés (stratégie de survie appelée la K-sélection) dont plusieurs ont une amplitude écologique relativement étroite. Ces communautés offrent la possibilité unique d'examiner la réponse de l'écosystème et des espèces individuelles à des stress environnementaux introduits, comme la pollution atmosphérique.

Les études de ce type ont été effectuées dans des forêts mésophytes mixtes de la vallée de la rivière Ohio, dans le sud-est de l'état d'Ohio, aux États-Unis, le long d'un gradient de pollution atmosphérique industrielle (McClenahen, 1978; 1980). On a jugé que le gradient de pollution, qui comprenait des oxydes de soufre, des chlorures et des fluorures, entrait dans la gamme de doses

comprises entre intermédiaire et faible établies par Smith (1974). Ces communautés adultes contenaient au moins 19 espèces d'arbres dans le couvert forestier et jusqu'à 50 espèces dans la couche herbacée; au total, 124 espèces de plantes supérieures ont été retrouvées sur les parcelles échantillons dans les sept peuplements étudiés.

On a constaté que la diversité de Shannon était généralement réduite dans les peuplements ayant les plus fortes expositions aux polluants (Figure 1); toutefois, cette situation était surtout due à la concentration de la dominance (équitabilité inférieure) plutôt qu'à une richesse moindre. Des manifestations de simplification structurale n'ont été retrouvées que dans la couche de couvert, où la densité était en forte corrélation négative avec l'accroissement de l'exposition aux polluants (Tableau 1). Dans l'étage dominant, la densité d'*Acer saccharum* Marsh. et de *Fraxinus americana* L. semble avoir été le plus affectée par l'exposition aux polluants, mais *Aesculus octandra* Marsh. a apparemment toléré le régime de polluants. Dans les autres strates, l'effet a été minime ou l'abondance totale a augmenté.

Le maintien de la structure du sous-étage semble être en grande partie dû à un passage vers la dominance de quelques espèces qui étaient apparemment tolérantes à la dose de polluants. En particulier, *Lindera benzoin* (L.) Blume, *Staphylea trifolia* L. et *Hydrangea arborescens* L. sont devenus beaucoup plus abondants dans la couche arbustive des communautés plus exposées tandis que la dominante typique, *Asimina triloba* (L.) Dunal, a diminué. Dans la couche d'herbes, Impatiens spp. (*I. capensis* Meerb. et *I. pallida* Nutt.) et peut-être *Phlox divaricata* L. ont réagi positivement à une exposition croissante aux polluants. Plusieurs espèces d'herbes sont devenues notablement moins abondantes: *Pilea pumila* (L.) Gray, *Arisaema strorubens* (Ait.) Blume, *Hydrophyllum appendiculatum* Michx. (Tableau 1).

La concurrence avec un nombre accru d'arbrisseaux et d'herbacées du sous-étage dans les peuplements très exposés peut être en partie responsable de la diminution de la reproduction des espèces ligneuses observée. L'analyse de la corrélation indique que l'abondance d'*Acer saccharum* Marsh., de *Fraxinus americana* L. et d'*Ulmus rubra* Muhl. du sous-étage avait généralement diminué dans la couche d'arbrisseaux et d'herbacées à mesure que s'accroissait l'exposition aux polluants (Tableau 1). Cette reproductivité moindre peut contribuer à l'instabilité de l'écosystème (Smith, 1980).

Des signes démontrent également que la composition de la communauté s'est modifiée en fonction du gradient de pollution (Figure 2). La similarité des peuplements, en termes d'espèces présentes sur le quadrats, a été comparée par la méthode du coefficient de communauté (Pielou, 1975) à la totalité des espèces de la communauté la moins exposée. Une analyse plus détaillée par strate indique que la composition de la couche arbustive et de la couche herbacée présentait le plus de différence le long du gradient. Il y avait respectivement 20 et 22 espèces herbacées exclusives aux quadrats dans les régions faiblement exposées (trois peuplements) et fortement exposées (4 peuplements). Chez les espèces ligneuses, six et trois espèces, respectivement, étaient exclusives.

Étant donné l'apparente sensibilité de la végétation du sous-étage aux gradients de polluants, il y aurait lieu, dans le cadre des études à venir, d'examiner tout spécialement les strates inférieures pour déceler les premiers changements subtils provoqués par les polluants (Rosenberg et al., 1979; McClenahen, 1978).

Le recyclage des minéraux semble aussi avoir été altéré le long du gradient de pollution (McClenahen, 1980). En particulier, dans la région à forte exposition, des augmentations comparatives du taux de $SO_4=$, NO_3^-, $Ca++$, Cl^- et F^- ont été constatées dans les apports et dans la précipitation au sol. Les changements du taux de recyclage des éléments associés aux

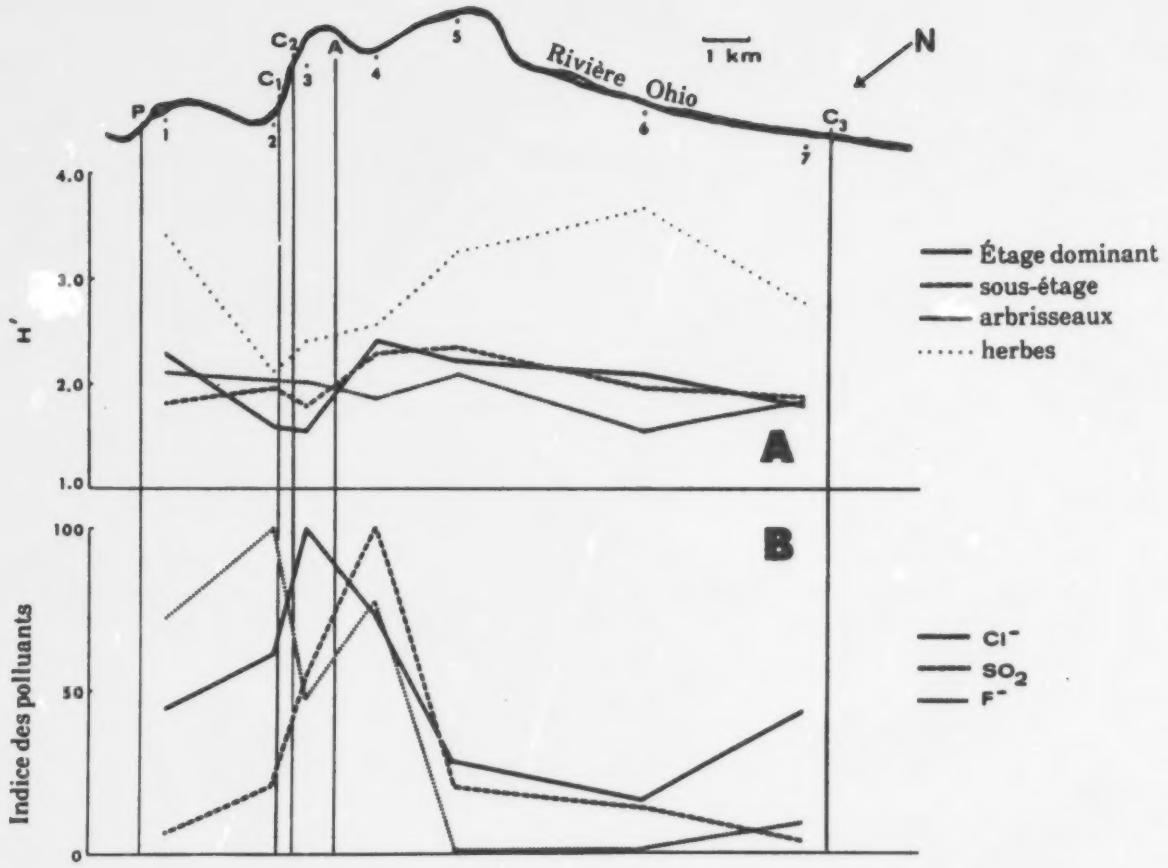


Figure 1. Gradients de (A) l'indice de diversité de Shannon (H') pour diverses strates forestières et (B) indice relatif des polluants atmosphériques pour les chlorures (Cl^-), l'anhydride sulfureux (SO_2) et les fluorures (F^-) mesuré dans sept peuplements de la vallée de la rivière Ohio. L'emplacement des peuplements numérotés et les sources industrielles majeures de polluants atmosphériques apparaissent au haut de la figure. Les sources de polluants sont identifiées comme suit: P (centrale électrique au charbon), C_1, C_2 et C_3 (usines chimiques) et A (aluminerie). La rivière coule vers le sud. (D'après McClenahen, 1978).

Tableau 1. Corrélation de l'abondance (plantes ligneuses) ou pourcentage de couverture (herbes) des principales espèces avec l'indice de l'exposition relative aux polluants atmosphériques dans la vallée de la rivière Ohio[1]

Espèces	Strate végétale			
	étage dominant	sous-étage	arbrisseaux	herbacées
			-r-	
Acer saccharum Marsh.	-0,96*	-0,72*	-0,86*	-0,75*
Aesculus octandra Marsh.	0,22	-0,38	0,03	--
Fraxinus americana L.	-0,31	-0,20	-0,14	-0,27
Ulmus rubra Muhl.	0,39	0,53	-0,60	-0,11
Asimina triloba (L.) Dunal	--	0,22	-0,62	0,12
Lindera benzoin (L.) Blume	--	0,85*	0,86*	0,16
Staphylea trifolia L.	--	--	0,67*	0,40
Impatiens spp.	--	--	--	0,68*
Pilea pumila (L.) Gray	--	--	--	-0,76*
Arisaema atrorubens (Ait.) Blume	--	--	--	-0,50
Hydrophyllum appendiculatum Michx.	--	--	--	-0,69*
Total des tiges ligneuses	-0,75*	0,70*	0,38	-0,65
Pourcentage total de la couverture herbacée	--	--	--	0,53

[1] Pour l'explication de l'indice d 'exposition aux polluatns atmosphériques, se reporter à McClenahen, J.R., 1978. *Community changes in a deciduous forest exposed to air pollution.* Journal canadien de la recherche forestière. 8:432-438.

* Significatif à P=0.05.

polluants peuvent être considérés comme une déstabilisation fonctionnelle (Jordan, 1972; Webster et al., 1975). Il est à craindre que des instabilités fonctionnelles puissent se traduire en modifications importantes dans les communautés à la suite d'une coupe complète, d'un incendie ou d'autres perturbations importantes. Toutefois, les liens de cause à effet avec la stabilité de la communauté n'ont pas été établis. Il s'agit là d'une lacune importante dans nos connaissances reliées au phénomène des dépôts acides étant donné que la déstabilisation fonctionnelle est souvent mise en cause ou suggérée comme mécanisme de création d'instabilité de la communauté.

Les études que nous venous d'évoquer semblent indiquer qu'un stress modéré de polluants peut influencer la dynamique de la communauté forestière. Des études menées dans la vallée de la rivière Ohio et portant sur des communautés mésophytes mixtes permettent de croire qu'une dominance croissance d'espèces tolérantes aux polluants peut agir comme tampon contre la dégradation structurale. L'on suppose que le pouvoir tampon apparent de ces communautés provient du stress environnemental intrinsèquement faible associé avec les sites mésoïques ce qui, par ailleurs conduit vers une grande richesse des espèces. Même si une richesse plus grande augmente la probabilité de types pouvant être sélectionnés pour leur tolérance au stress de pollution, un environnement favorable (c'est-à-dire mésoïque) est probablement la base de ce pouvoir tampon. Dans les strates inférieures, en même temps qu'une diversité réduite causée par l'exposition aux polluants, on a également noté les plus grands changements dans la composition des espèces. Donc, dans le sous-étage, des changements dans les relations de concurrence provoquées par le stress de polluants semblent avoir donné lieu à un remplacement des espèces plutôt qu'à une plus grande dégradation

structurale. Des accroissements semblables dans la flore du sous-étage ont été observés en un point le long d'un gradient de pollution où la densité du couvert avait initialement décliné (Scale, 1980), ainsi que dans des forêts de sapins baumiers régénérées par le vent, en Nouvelle-Angleterre (Sprugel et Bormann, 1981). Dans ce dernier cas, la dégénération de l'étage dominant s'accompagne d'un accroissement de la productivité nette de la communauté causée par une croissance rapide du sous-étage. Cette productivité élevée et l'assimilation apparemment maximale d'éléments nutritifs par le sous-étage aident à conserver des minéraux qui pourraient autrement être perdus, ce qui confère une bonne capacité de récupération à l'écosystème.

L'on peut supposer l'existence d'un processus semblable de conservation des éléments nutritifs pour les forêts perturbées par les polluants dans la vallée de la rivière Ohio et ailleurs. Sous un stress de pollution donné, la capacité du pouvoir tampon de ces communautés de s'opposer à la dégradation peut être associée au rapport existant entre l'environnement et la communauté. Les sites mésoïques supportent généralement les communautés les plus complexes et les plus riches en espèces; ils peuvent donc avoir le meilleur pouvoir tampon pour s'opposer aux changements structuraux (résistance). Les écosystèmes forestiers qui occupent des sites plus humides, plus secs, limités en éléments nutritifs ou comportant généralement d'autres contraintes environnementales sont également moins complexes et peuvent donc être moins tolérants au stress de pollution. Une tolérance différentielle associée avec les rapports entre le site et la communauté a été mis en évidence près des aciéries à Sudbury (Freedman et Hutchinson, 1980). Toutefois, la survie de communautés forestières isolées dans la zone d'impact élevé a été attribuée en partie à une exposition moindre de ces sites plus abrités.

Le recyclage des minéraux semble aussi avoir été altéré le long du gradient de pollution (McClenahen, 1980). En particulier, dans la région à forte exposition, des augmentations comparatives du taux de $SO_4^{=}$, NO_3^{-}, Ca^{++}, Cl^{-} et F^{-} ont été constatées dans les apports et dans la précipitation au sol. Les changements du taux de recyclage des éléments associés aux polluants

En dernière analyse, il semble opportun d'évaluer la sensibilité des écosystèmes aux dépôts acides ou aux polluants atmosphériques gazeux en faisant appel à une base beaucoup plus large que celle des caractéristiques du substrat seulement. Une approche écologique a été proposée (Cowell et al., 1981); au Canada, Robitaille (1980) a tenté d'incorporer le type de communauté forestière dans l'établissement de cotes de sensibilité aux dépôts acides.

Les connaissances que nous possédons actuellement des effets sur l'écosystème du stress de pollution et l'utilisation de concepts écologiques peuvent servir de base rationnelle à l'établissement de critères. Selon nous, la sensibilité manifestée par les écosystèmes forestiers naturels aux modifications par les dépôts acides ou autres polluants est susceptible d'augmenter avec le nombre de conditions suivantes qui prévalent: i) communautés relictes, écotones majeurs ou autres types de communautés croissant près des limites de leur aire de dispersion naturelle; ii) communautés contenant une forte proportion d'arbres acclimatés (habituellement à la fin de la chronoséquence); iii) écosystèmes dont le cycle des minéraux peut être instable, comme ceux dont les sols sont sensibles aux pluies acides (Cowell et al., 1981) ou qui ont un taux de renouvellement des éléments nutritifs relativement rapide; iv) communautés soumises à des perturbations additionnelles majeures par des agents abiotiques ou biotiques comme le feu, la coupe, ou les infestations d'insectes et les maladies.

Comment les changements au sein des communautés provoqués par les polluants peuvent-ils influencer les différentes utilisations des forêts? Premièrement, un grand nombre des types de communautés jugées sensibles selon les critères ci-dessus possèdent la végétation la plus intéressante et la plus esthétique. Certaines de ces communautés sont jugées uniques ou rares et sont particulièrement préservées ou protégées. La perte ou le déclin d'une composante particulièrement précieuse peut avoir un impact esthétique important, même si l'effet sur l'écosystème est insignifiant.

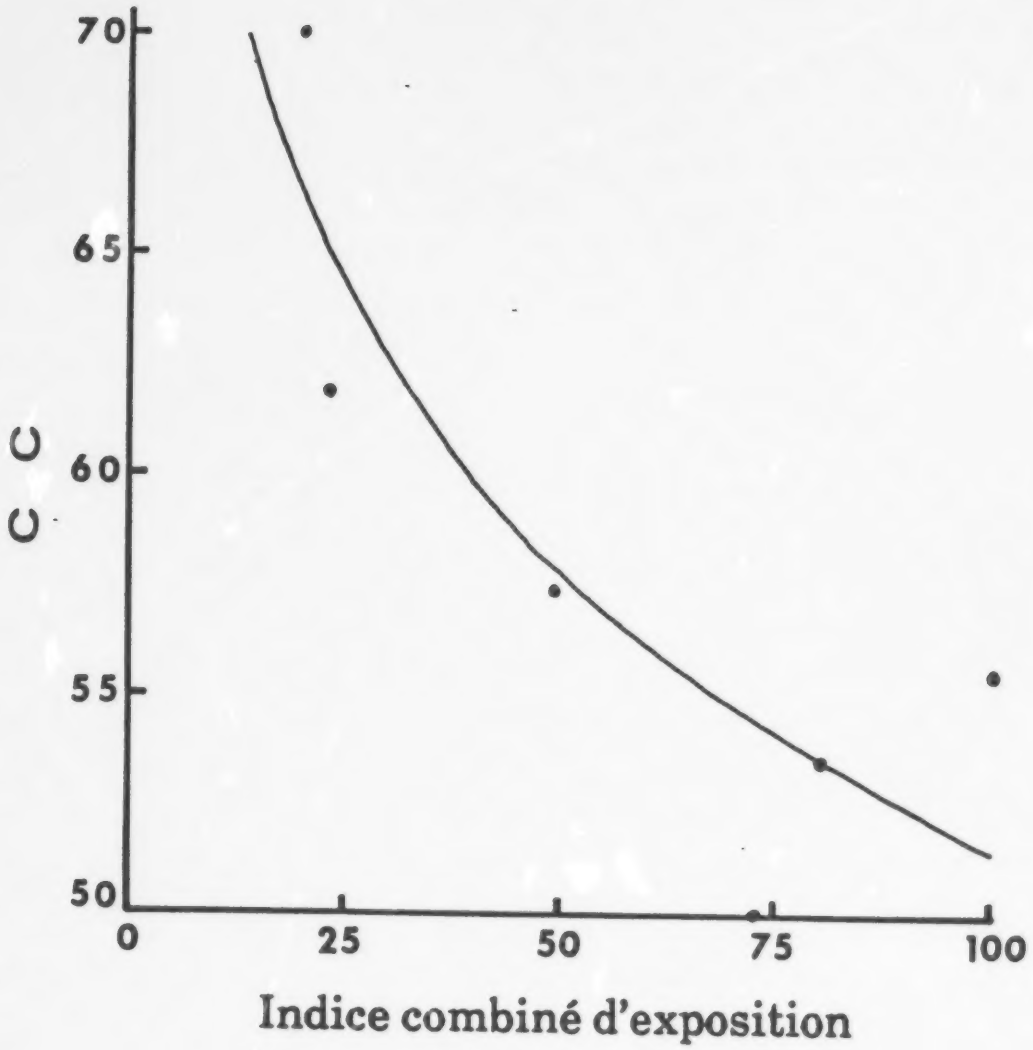


Figure 2. Relation entre le coefficient de communauté (CC) et l'indice combiné d'exposition aux polluatns atmosphériques.. CC est un indice de similarité dans la composition des espèces entre deux communautés; en d'autres termes, plus les valeurs de CC sont élevées, plus grande est la similarité. l'équation de la courbe est la suivante: $CC = 93{,}48 - 21{,}03 \log_{10}$ (indice combiné des polluants atmosphériques; $r = -0.88$ (d'après McClenahen, 1978).

Deuxièmement, certaines composantes d'un écosystème peuvent résister aux perturbations aux dépens d'autres composantes. Ce peut être le cas dans les forêts mésophytes mixtes décrites plus haut. La capacité apparente de résister à la dégradation structurale résultait de la concentration de dominance parmi les types tolérants aux polluants et en partie du remplacement des espèces, réduisant ainsi à la fois la richesse totale et l'abondance de certaines espèces. La valeur utilitaire d'une espèce altérée peut avoir baissé avec la diminution d'*Acer saccharum* et de *Fraxinus americana* tandis que certaines valeurs fauniques peuvent avoir bénéficié d'une densité accrue du sous-étage. Il est donc important de se rappeler que, dans les écosystèmes forestiers, une altération modérée provoquée par des polluants aura probablement à la fois des aspects positifs et des aspects négatifs, dans une perspective de diversité d'utilisation.

Dans les régions où les niveaux de polluants atmosphériques ambiants, de dépôts acides ou des deux sont en réalité ou en puissance élevés, la recherche devrait surtout être orientée vers les écosystèmes forestiers jugés les plus sensibles et possédant la plus grande valeur économique ou esthétique. Une identification correcte des écosystèmes sensibles requiert une méthode d'évaluation plus globale, faisant appel aux données sur la communauté et sur l'environnement (le site). La complexité de cet écosystème et les effets, semble-t-il, subtils et à long terme des polluants éventuels exigent une méthode de recherche véritablement intégrée combinant les études sur le terrain et en laboratoire et l'établissement de modèles de simulation.

Ouvrages de référence

Blauel, R.A.; Hocking, D. 1974. Air pollution and forest decline near a nickel smelter. Environnement Canada. Service canadien des forêts. Rapport d'information NOR-X-115.

Braun, E.L. 1950. Deciduous forests of eastern North America. Hafner Pub. Co., New York, N.Y 596 p.

Buchauer, M.J. 1973. Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by zinc, cadmium, copper and lead. Environ. Sci. and Technol. 7:131-135.

Cowell, D.W.; Lucas, A.E.; Rubec, C.D.A. 1981. The development of an ecological sensitivity rating for acid precipitation impact. Direction générale des terres, Environnement Canada. Document de travail. Établissement d'une échelle de vulnérabilité écologique aux précipitations acides, étude d'impact nº 10, 42 p.

Duchelle, S.F.; Skelly, J.M.; Kress, L.W. 1980. The impact of photochemical oxidant air pollution on biomass development of native vegetation and symptom expression of *Asclepias* spp. (résumé). Proc. Potomac Div. Amer. Phytopath, Soc., Morgantown, W. Va.

Freedman, B.; Hutchinson, T.C. 1980. Long term effects of smelter pollution at Sudbury, Ontario, on forest community composition. Journal canadien de botanique 58:2123-2140.

Gordon, A.G.; Gorham, E. 1963. Ecological aspects of air pollution from iron-sintering plant at Wawa, Ontario. Journal canadien de botanique 41:1063-1078.

Harward, N.; Treshow, M. 1975. Impact of ozone on the growth and reproduction of understory plants in the aspen zone of Western U.S.A. Environ. Conserv. 2:17-23.

Jordan, C.F.; Kline, J.R.; Sasscer, D.S. 1972. Relative stability of mineral cycles in forest ecosystems. Amer. Naturalist 106:237-253.

Jordan, M.J. 1975. Effects of zinc smelter emissions and fire on a chestnut oak woodland. Ecology 56:78-91.

Kercher, J.R.; Axelrod, M.C.; Bingham, G.E. 1980. Forecasting effects of SO_2 pollution on growth and succession in a western conifer forest, pages 200-202 *in* Miller, P.R. (éd.), Compte rendu du Symposium sur les effets des polluants atmosphériques sur les écosystèmes forestiers méditerranéens et tempérés, Riverside, Californie.

Kercher, J.R.; Axelrod, M.C. 1982. SILVA=A model for forecasting the effects of SO_2 pollution on growth and succession in a western coniferous forest. Lawrence Livermore Nat'l Lab., Univ. Calif., Livermore, Calif. 72 p.

Kickert, R.; Miller, P.R. 1979. Responses of ecological systems, Chapter 14 *in* W.W. Heck, S.V. Krupa and S.N. Linzon (éd.), Handbook of Methodology for the Assessment of Air

Pollution Effects on Vegetation, Informative Report No. 3. Air Pollution Control Association, Pittsburgh, Pa.

McClenahen, J.R. 1978. Community changes in a deciduous forest exposed to air pollution. Journal canadien de la recherche forestière 8:432-438.

McClenahen, J.R. 1980. Element flux in a deciduous forest exposed to air pollution, pages 167-180. *In* H.E. Garrett et G.S. Cox (éd.). Compte rendu Third Central Hardwood Forest Conference, Univ. of Missouri, Columbia.

Odum, H.T. 1971. Environment, power, and society. Wiler-Inter-science, New York, 331 p.

Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. John Wiley and Sons, New York, N.Y. 165 p.

Robitaille, G. 1980. Acid precipitation and vegetation. Communication présentée à la 73e rencontre annuelle de l'Association pour l'assainissement de l'air, 22-27 juin 1980. Montréal, Québec. 71 p.

Rosenberg, C.R.; Hutnik, R.J.; Davis, D.D. 1979. Forest composition at varying distances from a coal-burning power plant. Environ. Pollut. 13:307-317.

Scale, P.R. 1980. Changes in plant communities with distance from an SO_2 source, page 248 *in* Miller, P.R. (éd.), Compte rendu du Symposium sur les effets des polluants atmosphériques sur les écosystèmes forestiers méditerranéens et tempérés, Riverside, Californie.

Shugart, H.H.; McLaughlin, S.B.; West, D.C. 1980. Forest models: Their development and potential applications for air pollution effects research, pages 203-214. *In* Miller, P.R. (éd.), Compte rendu du Symposium sur les effets des polluants atmosphériques sur les écosystèmes méditerranéens et tempérés, Riverside, Californie.

Skelly, J.M.; Duchelle, S.F.; Kress, L.W. 1979. Impact of photochemical oxidant air pollution on eastern white pine in the Shenandoah, Blue Ridge Parkway and Great Smokey Mountains National Parks. Compte rendu de la IIe conférence sur la recherche scientifique dans les parcs nationaux. San Francisco, Calif.

Smith, O.L. 1974. Air pollution effects on the structure and function of the temperate forest ecosystem. Environ. Pollut. 6:111-129.

Smith, O.L. 1980. The influence of environmental gradients on ecosystem stability. Amer. Nat. 116:1-24.

Sprugel, D.G.; Bormann, F.H. 1981. Natural disturbance and the steady state in high-altitude balsam-fir forests. Science 211:390-393.

Treshow, M.; Stewart, D. 1973. Ozone sensitivity of plants in natural communities. Biol. Conserv. 5:209-214.

Webster, J.R.; Waide, J.B.; Patten, B.C. 1975. Nutrient recycling and the stability of ecosystems, pages 1-27. *In* F.G. Howell, J.B. Gentry, et M.H. Smith (éd.). Mineral cycling in south-eastern ecosystems. CONF 740513. National Technical Service, Springfield, Virginia.

West, D.C.; McLaughlin, S.B.; Shugart, H.H. 1980. Simulated forest response to chronic air pollution stress. J. Environ. Qual. 9:43-49.

Wood, C.W.; Nash III, T.N. 1976. Copper smelter effluent effects on Sonoran dessert vegetation. Ecology 57:1311-1316.

Woodwell, G.M. 1970. Effects of pollution on the structure and physiology of ecosystems. Science 168:429-433.

Séance technique IX
Discours de clôture

Propos de clôture

F.L.C. Reed, Sous-ministre adjoint
Service canadien des forêts
Ottawa

En premier lieu, je tiens à remercier et à féliciter M. Gilbert Paillé, directeur du Centre de recherches forestières des Laurentides et chacun des membres du Comité directeur de la conférence. Ces derniers jours, tous ces gens ont suscité notre respect et notre plus profonde admiration pour avoir organisé une conférence tout à fait remarquable de par son contenu, son style et son déroulement. La bonne humeur et l'intérêt soutenu de chacun étaient manifestes dans cette salle jusqu'à la dernière heure. Je crois qu'il est de mise de les applaudir. J'adresse également mes remerciements personnels aux co-organisateurs et à tous les collaborateurs de cette conférence. Leur appui a été particulièrement précieux, de même que leur jugement avisé durant la conception du programme, la sélection des orateurs et la mise au point du programme dans son plus menu détail.

Je suis également ravi de voir le secteur privé représenté ici en si grand nombre. Quelque chose de nouveau se passe au Canada où le secteur privé éprouve un vif intérêt pour un sujet qui peut parfois sembler ésotérique. Il n'en reste que ce secteur a fait preuve de persévérance et je lui suis redevable de sa présence parmi nous. Nous ne pouvons pas non plus oublier les 235 délégués de huit pays; tous viennent d'horizons divers et apparentés et ils semblent s'être sentis au Québec comme chez eux. Je tiens à remercier les habitants de Québec qui ont contribué à cet état de chose. Jamais je n'ai assisté à une conférence à Québec qui ne m'ait pas plu. Il faut que vous reveniez tous l'an prochain assister à l'imposante conférence conjointe de la Society of American Foresters et de l'Institut canadien de foresterie.

Pour ce qui est du thème de la conférence, j'ai l'impression que vous avez acquis une somme de connaissances impressionnante depuis 1975. L'ignorance est en passe d'être vaincue et vous avez fait un vrai bond en avant. Mais vous n'êtes toujours pas d'accord sur l'ampleur de la menace que représentent les pluies acides pour les forêts d'Amérique du Nord; certainement pas au Canada. Là où vous êtes d'accord toutefois, c'est à propos de la baisse de croissance et de production qui résulte du non repeuplement de nos forêts, et des pertes provoquées par les insectes, les maladies et le feu.

Les décisions à prendre sur le repeuplement des forêts sont faciles par comparaison. Nous n'avons pas de choix à opérer; nous devons avancer très rapidement. Nous avons besoin de toute l'attention des aménagistes fonciers, de hauts fonctionnaires comme moi-même, des représentants élus des divers États et provinces, du Parlement et du Congrès. Nous n'avons d'autre choix que d'aménager nos terres. Ainsi pendant que la communauté scientifique s'affaire fébrilement à étudier les pluies acides, je m'occuperai pour ma part de planter des arbres et de lutter contre les incendies et les insectes en attendant que vous me rattrapiez. Personnellement, je vous souhaite tout ce que vous voulez. Vous avez mon entière confiance et tous mes encouragements. J'aimerais voir doubler les ressources dont disposent les chercheurs d'aujourd'hui. Peut-être vivrai-je assez longtemps pour voir mon rêve se réaliser.

Avant de terminer, j'aimerais exprimer les sentiments qu'évoque en moi le sujet de la foresterie et des sciences forestières par quelques vers que vous m'avez peut-être déjà entendu citer auparavant. Ils sont de Robert Frost qui a écrit un ravissant petit poème intitulé "Arrêt dans les bois un soir de neige" :

> "Les bois sont ravissants, obscurs et profonds mais vous avez des promesses à tenir et des kilomètres à parcourir avant de tomber endormis".
>
> Des kilomètres à parcourir avant de tomber endormis!

Merci beaucoup, monsieur le président.

Séance technique X
Introduction aux visites d'étude des bassins versants

Expérience des États-Unis dans l'utilisation des bassins versants expérimentaux pour les recherches sur les pluies acides

Robert S. Pierce
Northeastern Forest Experiment Station
Durham (NH)

On retrouve disséminés à travers tous les États-Unis environ 100 bassins versants expérimentaux implantés et exploités par divers organismes fédéraux et étatiques, par des établissements d'enseignement, des entreprises privées et des fondations. Ces bassins versants sont étudiés depuis longtemps pour déterminer leurs caractéristiques hydrologiques qui subissent l'action de changements naturels et artificiels. Les données émanant de ces recherches servent de guide aux pratiques d'aménagement foncier. Étant donné que les pluies acides sont un phénomène relativement récent, on peut douter que les bassins versants expérimentaux soient nombreux à servir à l'étude des pluies acides; certes, quelques-uns d'entre eux sont consacrés exclusivement à ce type de recherche. La présente conférence est axée sur les incidences possibles des pluies acides sur les forêts, de sorte que mes observations porteront exclusivement sur les bassins versants expérimentaux recouverts de forêts. Et puisque la plupart de ces bassins versants sont exploités aux États-Unis par l'USDA Forest Service, je décrirai les programmes de recherche sur les pluies acides qui s'y déroulent.

Le Forest Service exploite actuellement six forêts expérimentales (qui englobent des grappes de bassins versants expérimentaux) où se déroulent des recherches sur les dépôts atmosphériques. Les chercheurs du Forest Service participent également au National Atmospheric Deposition Program dans ces forêts expérimentales et dans cinq autres stations.

Par tradition, les bassins versants expérimentaux implantés par le Forest Service servent à déterminer les budgets hydrologiques, l'érosion, la production de sédiments dans l'eau et la croissance des forêts qui résulte d'une forme quelconque de manipulation des sols. Étant donné qu'elles ne peuvent jamais être reproduites exactement dans le temps ou dans l'espace, les recherches que l'on fait sur ces bassins versants expérimentaux réclament des méthodes statistiques inhabituelles pour en interpréter les résultats. Il est courant que des paramètres comme les précipitations et le régime des cours d'eau soient mesurés continuellement de façon simultanée (étalonnés) sur au moins deux bassins versants voisins pendant cinq à dix ans. On s'occupe alors de traiter l'un des bassins versants et les changements qui s'y produisent, le cas échéant, sont comparés à ceux du bassin versant non traité.

Depuis 20 ans, les recherches qui se font sur les bassins versants forestiers dépassent la comparaison de simples bilans hydrologiques et portent sur l'évaluation de mécanismes biogéochimiques complexes. La même méthode des bassins versants appariés est employée avec plusieurs années de données prétraitement, mais l'ampleur des données recueillies est nettement plus considérable. Les chercheurs de tout un éventail de disciplines, comme la pédologie, la météorologie, la biologie aquatique, la chimie, l'écologie forestière et le comportement animal sont avidement recherchés et incités à axer leurs recherches sur ces bassins versants.

Une formule qui s'est avérée fructueuse consiste pour un organisme fédéral comme le Forest Service, qui est chargé d'aménager de grandes étendues de terre (en l'occurrence, des bassins versants forestiers), à unir ses efforts à ceux d'universitaires aux antécédents variés et à bénéficier de leurs propres sources de financement. Que l'on songe notamment à la forêt expérimentale de Hubbard Brook près de West Thornton (New Hampshire) où les chercheurs du Forest Service travaillent depuis plus de 20 ans en collaboration avec des chercheurs des universités Yale et Cornell, du Collège Dartmouth, du Jardin botanique de New York et de quantités d'autres établissements d'enseignement. Le Forest Service assure la pérennité des droits de propriété et de l'aménagement des

terres, et coordonne les recherches dans des domaines spécialisés alors que les établissements et les organismes coopérants collaborent à quantité d'autres disciplines, à des études à court terme et que les étudiants de 2e/3e cycle concourent à générer de nouvelles idées. À Hubbard Brook, une série de neuf bassins versants expérimentaux dont la superficie varie de 12 à 76 hectares sont exploités depuis 14 à 27 ans. Une somme de données considérable a été amassée sur pratiquement chaque élément de ces bassins versants, notamment des données biogéochimiques sur les sols, la végétation, le climat, les cours d'eau et la faune. L'échange d'informations entre chercheurs a contribué à une meilleure compréhension du flux de l'énergie, de l'eau et des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers de feuillus nordiques.

Quel rapport y a-t-il entre ces éléments, les pluies acides et les bassins versants expérimentaux? Le registre continu le plus long de la chimie des précipitations en Amérique du Nord (20 ans) a été établi à Hubbard Brook. La consignation de ces données n'a pas débuté dans le cadre de recherches sur les pluies acides, mais a néanmoins constitué un élément essentiel de la base de données biogéochimiques sur les écosystèmes forestiers de feuillus nordiques (n'oublions pas que les pluies acides n'étaient pas un terme très connu aux États-Unis il y a 20 ans). Or, ce registre est devenu l'une des sources d'information les plus précieuses sur la dynamique à long terme des dépôts atmosphériques.

Avec le temps, d'autres paramètres dont on assure le contrôle dans les bassins versants, notamment les concentrations d'éléments nutritifs dans le sol, la croissance, la diversité et la répartition des arbres ainsi que la chimie et la biologie de l'eau des cours d'eau serviront de points de repère indispensables aux comparaisons futures des incidences potentielles des pluies acides sur les écosystèmes forestiers. Certains bassins versants sont analysés pour déterminer si les effets conjugués de l'enlèvement des arbres sont une résultante de l'exploitation par arbres entiers et si les pluies acides aggravent les incidences potentielles des dépôts atmosphériques sur les forêts.

Sur la plupart de ces bassins versants expérimentaux, certains mécanismes (comme le déplacement de l'eau/des éléments nutritifs dans le sol) font l'objet d'études intensives sur de petites parcelles dont on peut contrôler les conditions. Une fois qu'on a mieux compris les mécanismes élémentaires du flux de l'eau, des éléments nutritifs et de l'énergie sur ces parcelles, on peut pratiquer des expériences avec des pluies acides simulées pour observer d'éventuels changements. Les bassins versants attenants dont les caractéristiques physiques (comme le sol, la végétation, le climat) sont analogues à celles de ces parcelles peuvent servir de points de comparaison et de confirmation. Les bassins versants expérimentaux permettent d'acquérir des données sur les écosystèmes forestiers en commençant par 1) la formulation d'une hypothèse; 2) la vérification de cette hypothèse dans des conditions de laboratoire étroitement contrôlées; 3) sa vérification sur le terrain sur de petites parcelles; 4) l'application d'un traitement uniforme à tout un bassin versant; et 5) l'observation de systèmes naturels traités ou non traités afin de comparer les données recueillies aux étapes 2 et 4.

Le dépérissement apparent des forêts en Europe, dans le nord-est des États-Unis et dans l'est du Canada est attesté par les changements intervenus dans la santé de la cime et la largeur des cernes. S'il s'avère que les dépôts atmosphériques sont nuisibles à la croissance des forêts, il y a fort à parier qu'ils auront des effets délétères sur d'autres caractéristiques du milieu forestier comme les sols, la faune, la couverture végétale et les cours d'eau. La détection des effets éventuels des dépôts atmosphériques sur ces caractéristiques peut être extrêmement difficile. Toutefois, les effets conjugués (sur le sol et la végétation) risquent de provoquer des changements marqués dans l'environnement comme en témoignent peut-être les paramètres sur l'eau des cours d'eau. Les petits bassins versants expérimentaux constituent un bon moyen d'évaluer les effets conjugués de nombreux impacts sur l'environnement des forêts.

Nous n'arrêtons jamais d'éteindre des feux de broussailles! Il y a quelques années, les aménagistes forestiers et le public se sont trouvés mêlés au débat épineux sur les coupes rases. L'an dernier, c'est la spongieuse qui a causé de sérieuses inquiétudes économiques. Aujourd'hui, les pluies

acides constituent LE dossier chaud du moment. Demain, ce sera sans doute l'élimination des déchets dangereux ou les pénuries d'eau ou quelque autre problème social mettant en cause les terres forestières. Une façon de résoudre ces problèmes extrêmement épineux consiste à comprendre la nature, l'étendue et les relations qui existent entre les principaux processus qui interviennent dans les systèmes naturels. Pour les écosystèmes forestiers, les petits bassins versants expérimentaux constituent un moyen exceptionnel d'analyser ces processus en détail et de comparer les résultats à ceux d'autres types de paysages dotés de caractères qualitatifs assez semblables. Par ailleurs, les registres à long terme sur le sol, l'eau, la végétation et le climat des bassins versants expérimentaux constituent des documents historiques d'une valeur inestimable qui permettent de détecter les changements qui se produisent dans l'environnement d'aujourd'hui.

Visite d'étude d'un bassin versant : l'expérience canadienne

P.J. Rennie
Service canadien des forêts
Ottawa

L'objectif de mes propos d'aujourd'hui est d'expliquer pourquoi nous avons opté pour la formule du bassin versant dans le cadre du programme de Transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA) du Service canadien des forêts (SCF). Compte tenu des coûts d'une telle formule, pourquoi l'avons-nous adoptée? Quelles leçons pouvons-nous en tirer et devons-nous la compléter par d'autres types d'études?

En guise d'introduction, je dirai que les études du SCF sur la pollution atmosphérique ont débuté il y a longtemps, à Trail (C.-B.) dans les années 1930, à Sudbury (Ontario) dans les années 1950 et plus récemment près de nombreuses autres sources ponctuelles où de fortes concentrations ambiantes de dioxyde de soufre ont provoqué des effets spectaculaires sur la croissance des forêts.

Dans des localités aussi fortement polluées, les recherches ont pour but d'identifier un certain nombre de caractères révélateurs d'une agression de la végétation et des sols. Les tissus peuvent témoigner d'une chlorose et d'une nécrose et de fortes concentrations en soufre. Les taux de croissance peuvent être abaissés et il est possible de classer différentes espèces par niveau de sensibilité. Mais ce qui revêt sans doute plus d'importance, grâce à l'aide des chambres de fumigation, c'est que l'on peut fixer le seuil des concentrations ambiantes de polluants pour établir des normes de réglementation et des objectifs de réduction. Dans certains cas, les concentrations en soufre et en métaux lourds des sols augmentent de façon spectaculaire.

Lorsque dans les années 1970, le SCF et d'autres organismes ont commencé à concevoir des études pour analyser le phénomène des pluies acides et du TGDPA, l'expérience limitée qu'on avait de la question nous portait à croire que le phénomène et ses manifestations étaient plutôt différents. Selon un point de vue conventionnel, les concentrations phytotoxiques de polluants étaient absentes, les concentrations élevées en soufre des tissus étaient difficiles à déceler, les symptômes visuels étaient inconnus même si l'on soupçonnait certains effets sur la croissance à plus long terme du fait de l'altération de certains mécanismes de croissance élémentaires.

Par rapport à cette toile de fond quelque peu énigmatique et insaisissable, la situation du sol semblait plus claire. Même si les apports de sulfates acides entraînaient peu d'effets à court terme, on se doutait que tôt ou tard, leur accumulation finirait par provoquer des changements indésirables. On pouvait constater l'augmentation de l'acidité du sol, la mobilisation d'éléments potentiellement toxiques et l'accélération du lessivage normal des éléments nutritifs des plantes. Sans oublier l'affaiblissement de micro-organismes désirables. Dans l'ensemble, la fertilité d'une station pouvait baisser de façon irréversible. Ce qu'on ignorait entièrement par contre, c'était la nature et le rythme de ces mécanismes de dégradation du sol sur différents sols recevant différentes charges de polluants.

Pour s'attaquer à ce problème, on disposait de méthodes expérimentales assorties de qualités et de défauts. L'étude comparative, souvent fructueuse, d'une station traitée ou affectée et d'une station témoin fut rejetée à cause de la distance nécessaire et de l'orientation latitudinaire des stations de traitement et des stations témoins. La comparaison pouvait être infirmée par les différences parallèles au niveau du climat, de la végétation, des sols et des dépôts superficiels qui n'avaient rien à voir avec la pollution.

L'emploi de pluies acides simulées de force différente sur les végétaux et les sols dans des conditions de serre soigneusement contrôlées offrait plus de chances d'accélérer un processus à long

terme. Avec les plantes, il devenait possible de connaître les effets saisonniers plus immédiats et avec les sols, les changements éventuels à plus long terme.

En ce qui concerne les sols, la formule retenue est celle de l'étude lysimétrique dont on connaît relativement bien les limites dont la plus importante est sans doute l'extrapolation des résultats à partir d'un monolithe reconstruit sur le terrain. Toutes deux présentent l'inconvénient de ne pas doter les stations sur le terrain de propriétés à même d'être caractérisées et utilisées comme données par rapport auxquelles il sera possible de mesurer les effets futurs de la pollution.

Il n'est donc pas surprenant que la formule du bassin versant adoptée avec tant de succès par les hydrologues présente autant d'attrait. Quelques bassins versants représentatifs et bien choisis chevauchant la zone d'impact des pluies acides dans l'est du Canada suffisent à retenir l'attention des météorologues, des ingénieurs forestiers, des hydrologues, des biologistes de la faune marine et des spécialistes de la faune qui ont souvent besoin de renseignements généraux du même ordre ou qui peuvent accélérer le rythme de leurs recherches en mettant leurs données en commun.

De plus, ces bassins versants peuvent servir de points de référence et, sous réserve qu'ils soient étudiés pendant un certain nombre d'années, peuvent révéler les tendances à long terme ainsi que les changements cycliques à plus court terme, sans compter la périodicité et l'ampleur des années inhabituelles. Pour une agression dont on ignore les dimensions, les bassins versants autorisent ce qu'il est convenu d'appeler l'approche biogéochimique qui permet d'étudier les apports et les éliminations de polluants par rapport à d'autres cycles et bilans et à toute une variété de mécanismes spécialisés et de déplacements de matières.

Dans le secteur forestier, il est possible de se servir des données très précises sur la pollution fournies par les météorologues pour mesurer la prise au piège, l'interception et l'écoulement des pluies par le couvert de la forêt ainsi que les effets de ces mécanismes sur les tissus des arbres. Les mécanismes d'absorption et d'échange peuvent être mesurés dans la litière et les horizons du sol et les eaux de drainage peuvent être analysées sous le rapport de la déperdition de matériaux du système. C'est à ce stade qu'on suscite l'intérêt de l'hydrologue et du biologiste de la faune marine.

Dans le cas le moins complexe, un modèle d'apports-éliminations relatif à la quantité d'eau, au bilan nutritif et au sort des sulfates peut être établi à propos de chaque bassin versant. Et certains prétendent que ce modèle peut être peaufiné de manière à inclure la réaction de croissance des arbres et les effets des polluants.

Que tout cela soit réalisable dans des délais raisonnables est contestable, mais il n'en reste pas moins qu'un bassin versant et son approche biogéochimique fournissent des renseignements essentiels sur un paysage naturel. Qu'il nous suffise de mentionner l'aspect important de la rétention ou de la transmission des sulfates, des nitrates et également des métaux lourds. En outre, le bassin versant contient un éventail de végétaux et de matériaux du sol qui permettent d'étudier d'autres mécanismes que l'on connaît déjà bien. La succession d'études dans différentes disciplines peut tirer parti de la somme cumulée d'études préalables.

Un bassin versant est toutefois assorti d'un certain niveau d'incertitude lié à sa représentativité, à la stabilité de l'"équilibre" observé entre le couvert de la forêt et le sol et à son incapacité à incorporer différents niveaux d'agressions polluantes ou à tenir compte de bassins témoins non stressés. L'approche biogéochimique nous révèle rarement le rythme de dégradation d'un système ou le taux d'abaissement d'une agression pour que les changements qu'elle provoque deviennent acceptables.

Il est possible de contourner certaines de ces limites, mais pas d'autres. Par exemple, après une analyse minutieuse, les chercheurs du MDE ont retenu trois grands bassins versants recouverts de forêts situés dans des régions sensibles qui embrassent tout l'éventail des niveaux de dépôt qui vont de

moyens/faibles à moyens en passant par moyens/élevés. Tous les sols sont des podzols ou des brunisols dotés de caractéristiques climatiques relativement semblables, à l'exception de l'influence maritime que subit le bassin de Kejimkujik. La végétation va d'une association d'érables-bouleaux à des forêts boréales d'épinettes-sapins à des forêts mixtes. Les trois bassins sont complétés par des stations satellites au Manitoba et à Terre-Neuve où des études moins exhaustives sont en cours.

Regroupées ensemble, ces stations nous apprennent l'influence de la pollution sur la végétation et les propriétés du sol, ce qui serait impossible avec un seul bassin versant. Parmi ces propriétés, mentionnons la concentration en soufre du feuillage, la composition en soufre du sol, l'équilibre acide fulvique/humique de la matière organique du sol, la saturation en bases échangeables et la teneur en métaux lourds. Une telle approche présuppose toutefois des méthodologies comparables et des comparaisons entre bassins versants.

Sous peu, vous pourrez admirer les installations de recherche implantées dans l'un de nos trois bassins versants. Il s'agit d'une partie de la forêt boréale d'épinettes-sapins de l'est du Canada assujettie à une incidence moyenne à forte. Vous pourrez y observer les études en cours. N'oublions pas toutefois qu'ailleurs sur le terrain, au laboratoire et dans la chambre de croissance, d'autres études viennent compléter la structure des études biogéochimiques. Certaines sont décrites dans des communications et des affiches présentées lors de cette conférence. Il s'agit d'études sur les transformations de l'azote du sol, le développement des semis, la fertilité pollinique et le développement des mycorhizes face à des pluies acides simulées de force différente, l'établissement de critères de sensibilité des arbres ainsi que la distribution et l'interaction des métaux lourds et des sols et des végétaux. Tous ces phénomènes permettront de comprendre plus rapidement la relation dose-effet qui doit étayer la spécification des plafonds de polluants.

Bassin de réception du lac Laflamme : guide d'excursion

G. Robitaille
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières des Laurentides
Ste-Foy (Québec)

Perspectives régionales

Le bassin de réception du lac Laflamme est situé à 80 km au nord de Québec dans le périmètre de la forêt expérimentale de Montmorency de l'Université Laval. Les 825 m d'altitude qui séparent ces deux points produisent une dénivellation suffisamment importante pour délimiter plusieurs zones de végétation (figure 1)

Végétation

Zone d'érables à sucre-tilleuls d'Amérique*

Altitude : inférieure à 100 m. Type de sol : brunisol sombrique. Association climacique : érables à sucre avec tilleuls d'Amérique, frênes d'Amérique, bois de fer, chênes rouges du Nord et ormes d'Amérique. Arbrisseaux associés : Dirca palustris, Sambucus pubens, Corylus cornuta, Cornus alternifolia, Lonicera canadensis. Herbes associées : Asarum canadense, Caulophyllum thalictroides, Adiatum pedatum, Aralia racemosa, Dicentra cucullaria, D. canadensis, Claytonia caroliana, Smilacina racemosa, Trillium erectum, Hydrophyllum virginianum, Erythronium americanum, Polygonatum pubescens. Particularités : zone jadis recouverte de forêt de feuillus; a pour la majeure partie été dégagée et cultivée; aujourd'hui forêt de seconde venue mousses pratiquement absentes.

Zone d'érables à sucre-bouleaux jaunes

Altitude : 100 à 300 m. Type de sol : brunisol dystrique. Association climacique : forêt de feuillus dominée par l'érable à sucre, le bouleau jaune, le hêtre et quelques épinettes rouges et pruches. Arbrisseaux associés : Sambucus pubens, Cornus alternifolia, Lonicera canadensis, Viburnum alnifolium, Acer spicatum et Taxus canadensis. Herbes associées : géophytes communes à toutes les forêts d'érables. Particularités : aspect d'herbes acidophiles de type Dryopteris spinulosa, Oxalis montana, Lycopodium lucidulum, Clintonia borealis et Maianthemum canadense. Parmi les mousses, mentionnons Dicranum spp., Mnium spp.

Zone de sapins baumiers-bouleaux jaunes

Altitude : 300 à 600 m. Type de sol : podzol minimal. Association climacique : forêt mixte de sapins baumiers, de bouleaux jaunes avec des épinettes rouges, des épinettes blanches et des bouleaux blancs. Arbrisseaux associés : abondance de Acer spicatum avec Viburnum alnifolium, Corylus cornuta, Taxus canadensis, Sambucus pubens, Sorbus decora. Herbes associées : espèces acidophiles. Particularités : importante source de grume de sciage et de bois de pâte. Mousses peu abondantes.

---

* Les descriptions des zones végétales sont partiellement extraites des actes de la Quatrième conférence nord-américaine sur les sols forestiers. Une visite à la forêt de Montmorency. Université Laval, Québec, 37 p.

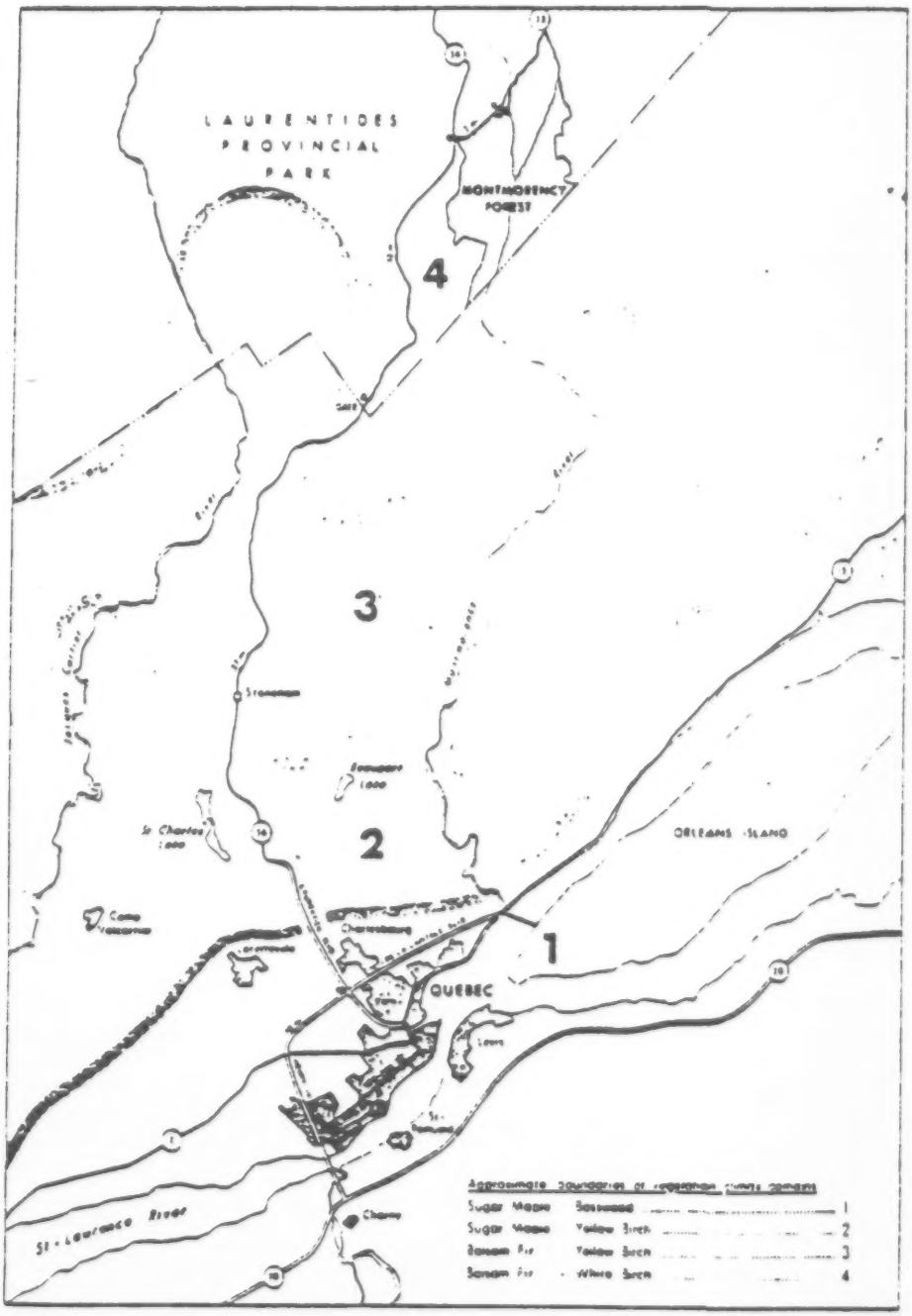

LAURENTIDES
PROVINCIAL
PARK
MONTMORENCY
FOREST
4
3
2
1
ORLEANS ISLAND
QUEBEC
St-Laurence River
Approximate boundaries of vegetation zones domain
Sugar Maple Basswood 1
Sugar Maple Yellow Birch 2
Balsam Fir Yellow Birch 3
Balsam Fir White Birch 4

Figure 1

Zone de sapins baumiers-bouleaux blancs

Altitude : 600 à 900 m. Type de sol : podzol ferro-humique. Association climacique : forêt de sapins baumiers-bouleaux blancs-Dryopteris spinulosa avec des épinettes blanches et des sorbiers d'Amérique. Arbrisseaux associés : les arbrisseaux communs sont Acer spicatum, Lonicera canadensis, Viburnum edule, Sambucus pubens. Herbes associées : espèces acidophiles Oxalis montana, Clintonia borealis, Maianthemum canadense, Lycopodium obscurum, Lineaea borealis. Particularités : zone forestière et faunique, avec une strate herbacée dominée par Oxalis montana et une strate moussue de Pleurozium schreberi, Hylocomnium splendens et Dicranum spp. Cette zone englobe le bassin versant du lac Laflamme.

Au nord de la forêt de Montmorency, se trouve la zone de sapins baumiers-épinettes noires reposant sur un podzol humo-ferrique. Des zones de toundra alpine occupent les sommets les plus élevés.

Faits dignes d'intérêt sur la forêt de Montmorency

La forêt de Montmorency couvre une superficie de 66 km^2 et s'inscrit dans la forêt boréale de sapins baumiers de 200 000 km^2 qui recouvre le Québec d'ouest en est.

Jusqu'au début des années quarante, son aménagement, comme le reste de la réserve des Laurentides, était assuré par des sociétés de bois de pâte qui abattaient les classes d'arbres les plus anciennes.

En 1963, le gouvernement du Québec a cédé la forêt de Montmorency à l'Université Laval par voie de législation pour une période de 99 ans. La forêt est administrée par l'Université en vertu d'un plan d'aménagement intégré axé sur l'enseignement et la recherche. Un ingénieur forestier attitré disposant d'une équipe de 16 employés assure le fonctionnement du Centre tout au long de l'année, lequel centre englobe une résidence pouvant accueillir 150 invités et possédant une salle à manger et des équipements de loisirs, des salles de classe, des bureaux et des laboratoires.

Les principales activités ont trait : 1) à l'aménagement forestier qui prévoit des opérations de récolte du bois conformément à la possibilité réalisable. Les produits de cette récolte ont été vendus comme pâte de bois aux usines de pâtes et papiers de la région de Québec; 2) à l'enseignement dispensé aux étudiants inscrits en foresterie à l'Université Laval et effectuant un stage pratique sur le terrain. Les élèves du primaire participent également à un programme éducatif visant à la conservation de la forêt; 3) à la recherche réalisée par des professeurs et des étudiants de quantité d'universités et d'organismes gouvernementaux, fédéraux et provinciaux. La recherche est diversifiée et comporte des projets consacrés à la fécondation, à l'hydrologie, à la climatologie par rapport à la tordeuse des bourgeons de l'épinette, à l'énergie de la biomasse et aux pluies acides.

Milieu du bassin versant du lac Laflamme

Climat

Le climat de la région se caractérise par des basses températures et des précipitations abondantes. C'est le climat le plus froid et le plus humide de la province de Québec au sud du 50^e parallèle. Selon Koppen, on peut le classifier comme climat tempéré froid et humide sans saison sèche et avec de courts étés frais.

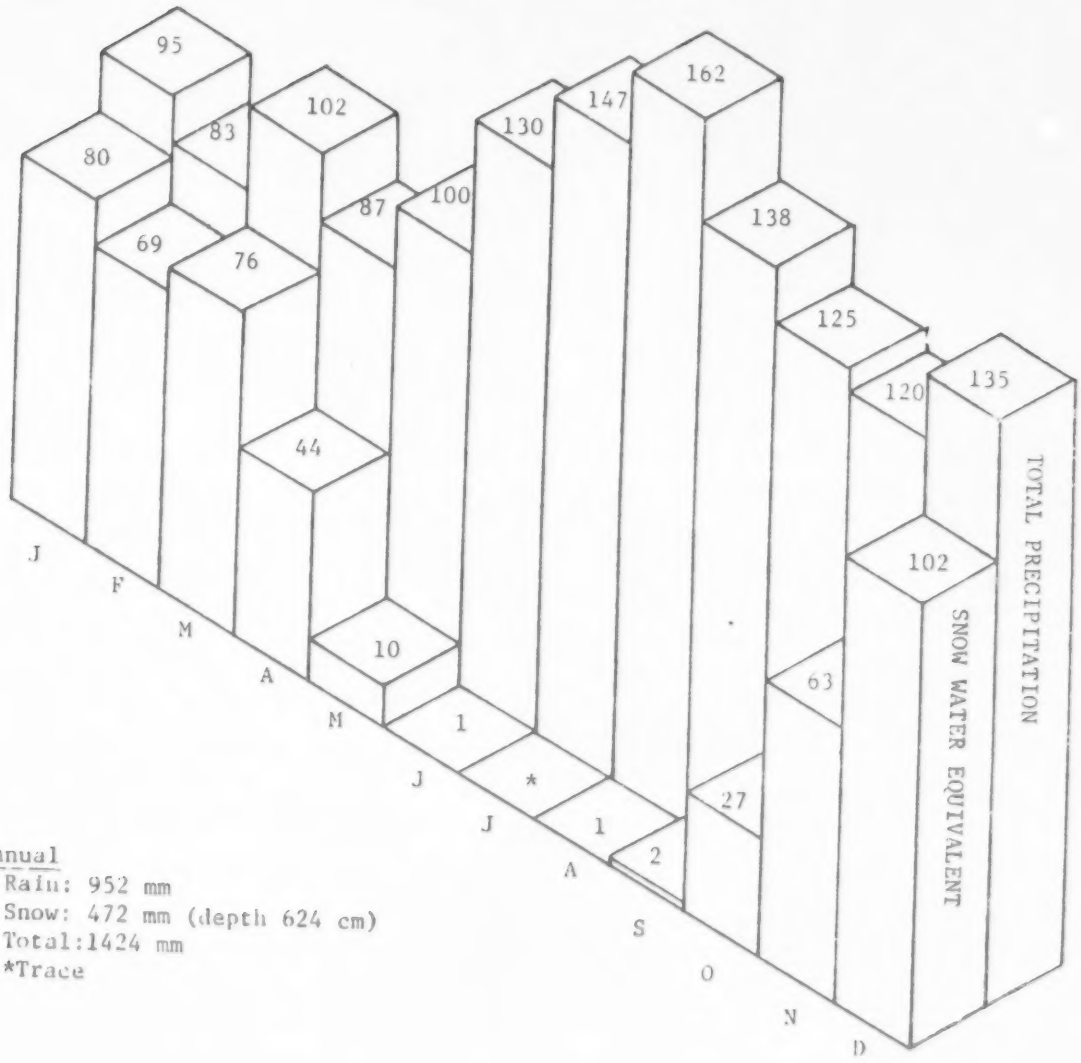
D'après les données de la principale station météorologique de la forêt de Montmorency pour la période 1966-1982 (tableau 1, figure 2), la température moyenne annuelle a été de 0,2°C; les

Tableau 1. Moyennes mensuelles de plusieurs paramètres climatologiques pour la période 1968-1982 (forêt de Montmorency)*

	Temp 0°	maximum moyenne °C	maximum absolu °C	minimum moyenne °C	minimum absolu °C	Total des précipitations mm	Pluie mm	Neige mm	H. Neige cm	Nombre de jours de précipitations
Janvier	-15,7	-9,7	7,5	-21,8	-40,5	95,2	15,0	80,2	115,8	19,9
Février	-14,4	-8,0	11,5	-20,8	-41,0	83,1	14,0	69,1	91,7	17,6
Mars	-7,9	-1,5	15,5	-14,4	-37,0	102,3	26,8	75,5	102,9	19,0
Avril	-1,2	4,6	19,0	-7,1	-28,0	87,2	43,3	43,9	59,0	15,1
Mai	6,3	13,0	29,0	-0,5	-17,5	100,2	90,6	9,6	10,9	14,2
Juin	12,3	18,9	29,5	5,7	-6,0	130,0	129,0	0,1	0,1	16,8
Juillet	14,8	21,2	29,5	8,3	-2,5	146,7	146,7	<T	<T	17,1
Août	13,4	19,3	34,0	7,4	-2,0	162,2	162,2	0,1	0,1	18,5
Septembre	8,7	14,0	28,5	3,2	-10,0	138,3	136,0	2,4	2,4	17,9
Octobre	2,7	7,1	24,5	-1,8	-21,0	124,9	98,2	26,7	26,3	18,4
Novembre	-4,0	0,1	14,5	-8,1	-30,0	119,6	56,7	62,9	84,4	20,3
Décembre	-12,1	-6,6	9,5	-18,8	-37,0	134,6	33,1	101,5	130,9	21,4
Valeurs annuelles 17 ans	0,2	6,0	34,0	-5,6	-41,0	1 424,4	952,5	471,9	624,4	216,1

* Chiffres fournis par M. Naud de l'Université Laval

AVERAGE PRECIPITATION (1968-1982)



Annual
Rain: 952 mm
Snow: 472 mm (depth 624 cm)
Total:1424 mm
*Trace

Figure 2

températures moyennes des mois les plus froids (janvier) et les plus chauds (juillet) ont été respectivement de -15,7°C et 14,8°C. Le minimum absolu a été de -41,0°C et le maximum absolu de 34,0°C. Le nombre annuel moyen de jours de gel a été de 233,1. Les précipitations annuelles ont avoisiné 1 424,4 mm, variant de 1 157,2 mm en 1968 à 1 680,2 mm en 1976. Environ 33 % des précipitations sont tombées sous forme de neige. Le niveau maximum des précipitations pour une journée a été de 100,1 mm (11 février 1981). La neige commence à s'accumuler au mois d'octobre et disparaît en mai ou en juin sous la couverture morte. On a relevé en moyenne 216,1 jours de précipitations par an pendant cette période.

La croissance de la forêt intervient de la mi-mai au début d'octobre avec une moyenne annuelle de 143,8 jours. On a compté en moyenne 1 757,2 heures d'ensoleillement par an avec une évaporation de 383,2 mm pour les mois de juin à septembre pour la période 1967 à 1982.

En plus de la principale station météorologique, on dénombre aujourd'hui 16 stations secondaires qui mesurent les précipitations de juin à octobre. La température et l'indice d'humidité de l'air sont mesurés dans quatre de ces stations. En hiver, les chutes de neige sont mesurées dans deux de ces stations, comme les limites nivales. D'après les données de ces stations secondaires, on peut établir un rapport de 1,08 entre la station la plus humide et la station la plus sèche situées dans les limites de la forêt de Montmorency. Ce rapport nous indique que la forêt dans son ensemble est plus humide que ne pourraient le laisser croire les relevés pris à la station principale.

Géologie et dépôts superficiels

Le bassin versant occupe les hautes-terres des Laurentides du bouclier canadien et ses formations appartiennent à la province de Grenville. Le bassin tout entier se trouve dans un massif très important de charnockites associées à de l'anorthosite. Les charnockites ont une composition variable qui va du granite au gabbros, même si la mangerite est la plus courante. Cette roche est généralement massive et porphyrique et présente souvent les structures du gneiss.

Une moraine de profondeur variable recouvre la région. La tillite se compose de blocs et de cailloux emballés dans une matrice sableuse. C'est le matériau qui prédomine et qui recouvre la majeure partie du bassin, sauf en altitude au nord-est et au sud-est. La tillite s'est déposée durant la glaciation du pléistocène (figure 3). L'épaisseur de la tillite est variable. En moyenne, elle est de 15 m sous le lac et la rivière d'évacuation et diminue avec l'altitude pour n'être plus que de 0,1 m (figure 4).

Végétation*

La forêt de Montmorency est une forêt boréale de résineux de la zone climacique de sapins baumiers-bouleaux blancs qui comporte quatre grandes associations (plus ou moins présentes dans le bassin versant du lac Laflamme) (figure 5) :

1) L'association la plus importante (BA) se compose de sapins baumiers avec des bouleaux blancs, des épinettes blanches, des sorbiers d'Amérique et parfois des épinettes noires. Sa productivité potentielle et la composition de la végétation inférieure varient selon la topographie et le sol.

Sur les podzols bien drainés des séries Laurentide, Montmorency et Des Neiges, les fougères (particulièrement Dryopteris spinulosa) et d'autres herbes acidophiles, dont Oxalis montana, sont les représentants caractéristiques de la sous-association climacique (BA.d) qui atteint une production potentielle de bois de 4,9-6,3 m^3/ha/an sur les séries de sols Laurentide et Montmorency.

* Gracieuseté de M. M. Grandtner, Université Laval

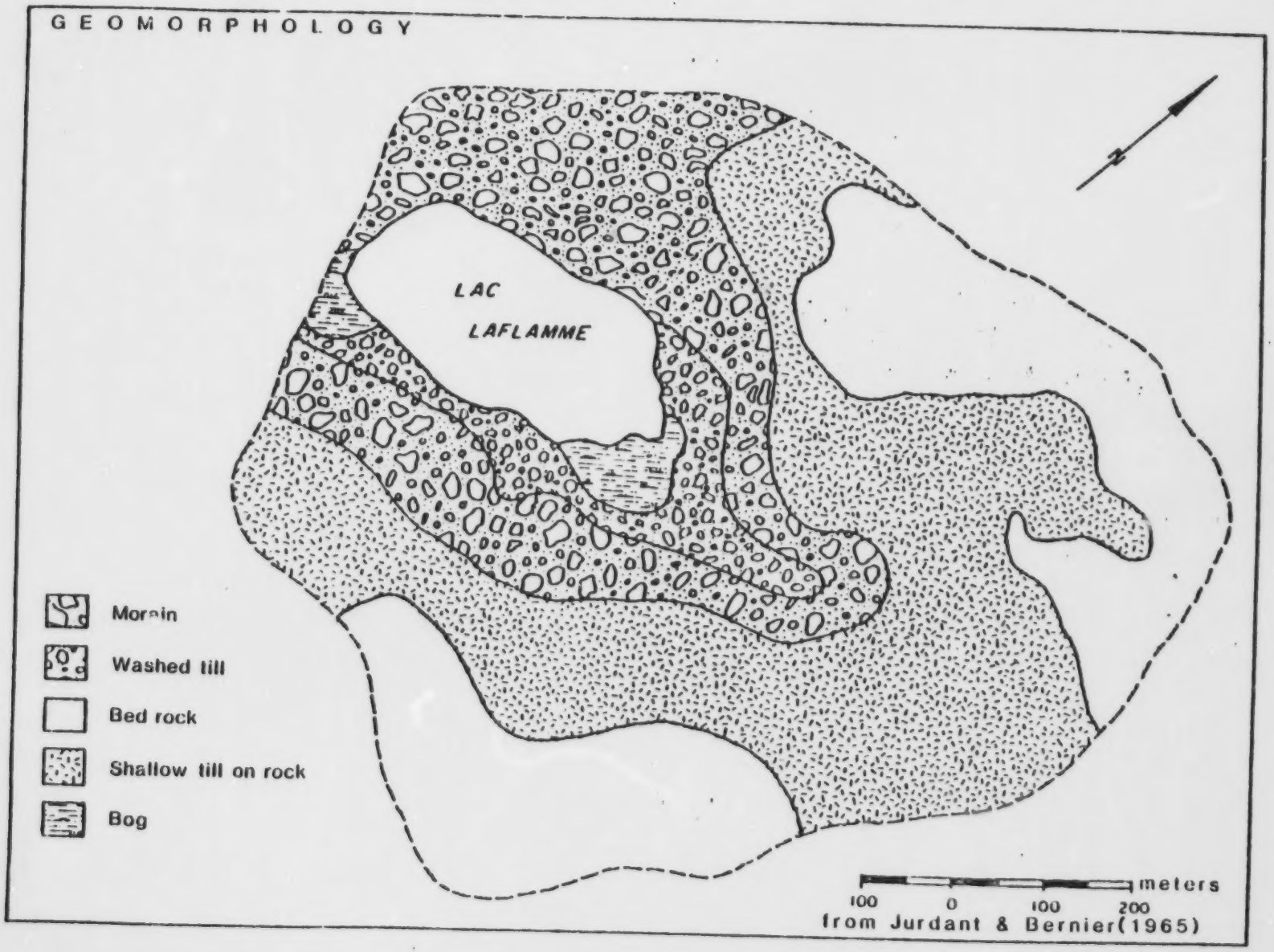

GEOMORPHOLOGY
LAC
LAFLAMME
N
Morain
Washed till
Bed rock
Shallow till on rock
Bog
meters
100 0 100 200
from Jurdant & Bernier(1965)

Figure 3

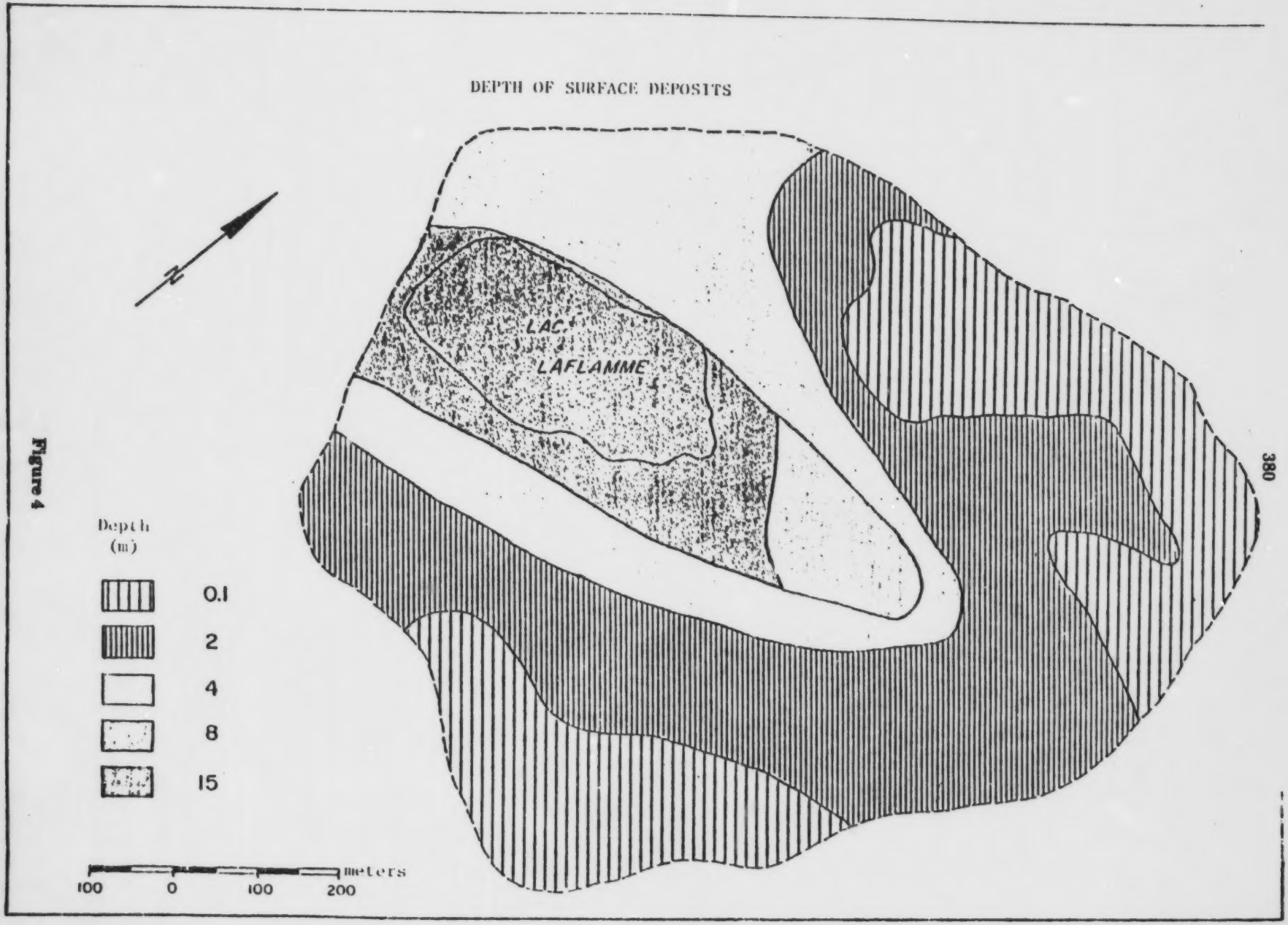
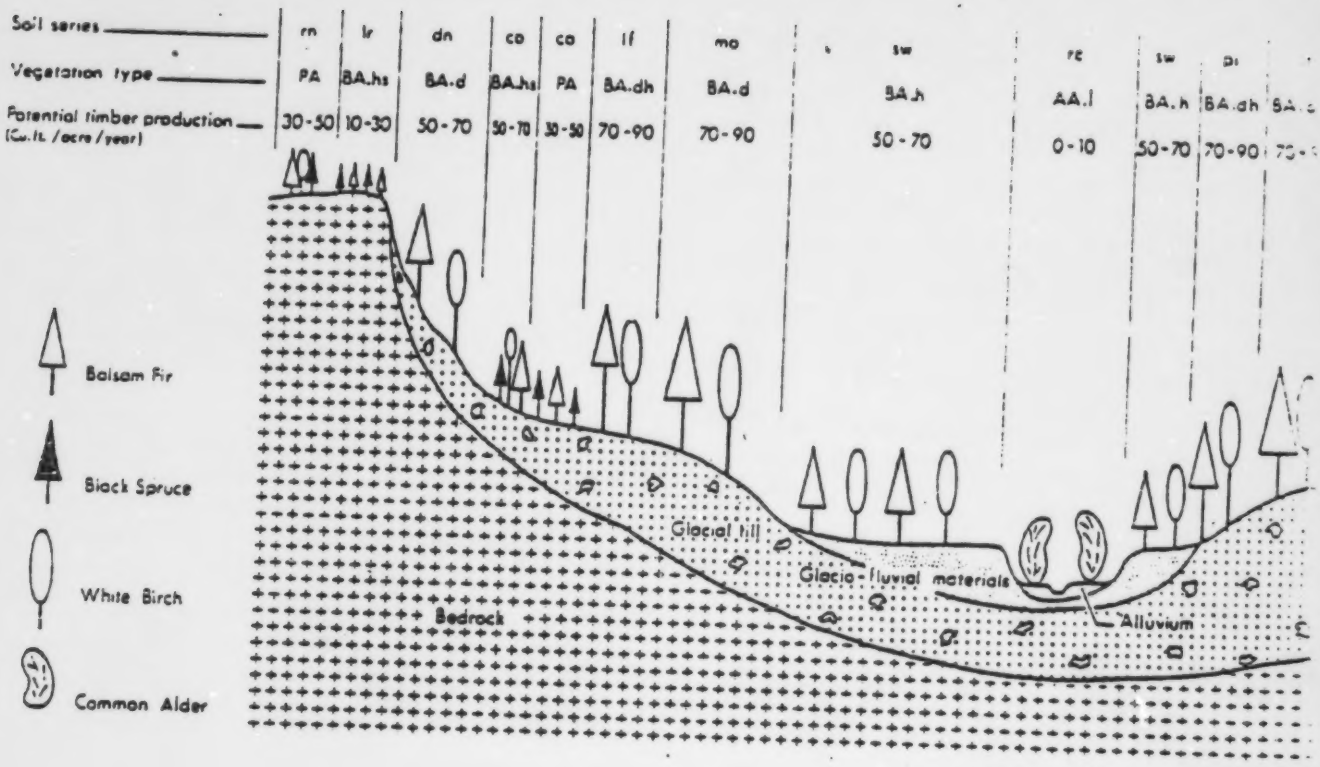

DEPTH OF SURFACE DEPOSITS
N
LAC LAFLAMME
380
Depth (m)
0.1
2
4
8
15
meters
100
0
100
200

Figure 4



Soils, topography, and vegetation relationships

Soil Series Abbreviations

ca : Cauchon
co : Colligan
dn : Des Neiges
lf : La Foi
lr : Lac Rossignol
lt : Laurentide
mo : Montmorency
pi : Piché
rn : Ruisseau du Nord
rc : Rivière Cachée
sw : Swain

Legend to Vegetation Types of Montmorency Forest

Alder swamps

AA.l : Alder-balsam fir type

Balsam fir-white birch forests

BA.d : Balsam fir-white birch-*Dryopteris* type
BA.dh : Balsam fir-white birch-*Dryopteris-Hylocomium* type
BA.h : Balsam fir-white birch-*Hylocomium* type
BA.hs : Balsam fir-white birch-*Hylocomium-Sphagnum* type

Balsam fir-black spruce forests

PA : Balsam fir-black spruce type

Conversion factor 1 cu. ft./ac. equals 0.0699 m^3/ha

Figure 5

Sur les sols modérément bien drainés des séries Piché et La Foi, la proportion d'herbes diminue tandis que les mousses, surtout Hylocomium splendens, augmentent (Hylocomium variante : BA.dh); la production potentielle de bois est également de l'ordre de 4,9-6,3 m^3/ha/an.

Les mousses, surtout Hylocomium, deviennent prédominantes sur le sol de la série Swain sur les dépôts fluvio-glaciaires le long des cours d'eau (sous-association BA.h) et encore plus sur les sols imparfaitement drainés des séries Colligan et Lac Rossignol avec Sphagnum (variante BA.hs). Dans les deux cas, la production potentielle de bois atteint 3,5 à 4,9 m^3/ha/an.

2) Sur les sommets montagneux, les régosols lithiques de la série Ruisseau du Nord et la tillite imparfaitement drainée de la série Cauchon portent une association forestière de sapins baumiers-épinettes noires (PA). Tandis que le sapin baumier est l'espèce dominante, le bouleau blanc est très rare et l'épinette noire croît en importance; les mousses sont nombreuses et abondantes. La production potentielle de bois de cette forêt est faible (2,1-3,5 m^3/ha/an).

3) Les sols alluviaux humides de la série Rivière Cachée sont colonisés par l'association aulne-courants verts (AA.1). Alnus rugosa v. americana est accompagné par toute une variété de mousses et d'herbes hygrophiles. La productivité est très basse.

4) Enfin, les sols organiques improductifs des séries Séminaire et Lac Grand portent une végétation de marais, dont quelques épinettes noires éparses.

de recueillir des données sur les changements intervenus dans la qualité et la composition chimique des précipitations tandis qu'elles traversent la couverture végétale pour évaluer : l'importance des dépôts secs pour les surfaces végétales; le lessivage potentiel des ions de la couverture végétale; les concentrations et le dépôt d'ions à la surface du sol.

de recueillir des données sur la chimie des percolats du sol pour évaluer : le lessivage potentiel des ions principaux et les apports potentiels dans le système aquatique.

de recueillir des données sur la quantité et la qualité de la fonte pour évaluer : les apports potentiels d'ions dans la couche organique, le sol minéral et le système aquatique; et l'effet du choc acide.

de recueillir des données sur la chimie de la neige à ciel ouvert et sous le couvert forestier pour évaluer : les apports d'ions dans le bassin versant l'hiver; leur contribution au choc acide.

de recueillir des données sur la chimie du lac pour estimer : les contributions potentielles des ions au choc acide; leurs effets potentiels sur la vie aquatique; et l'altération potentielle à long terme de la chimie du lac.

de recueillir des données sur la chimie des apports et éliminations de l'eau du lac pour estimer : le potentiel d'exportation nette d'ions du bassin versant.

d'évaluer le mouvement des ions dans le bassin versant.

d'évaluer les effets potentiels de l'acidification sur l'accumulation de bioéléments par la végétation; les effets sur la matière organique; les effets sur les micro-organismes et les effets potentiels sur le développement et la fonction des mycorhizes.

Tableau 2. Profil pédologique du sol Laurentide

Horizon	Profondeur (cm)	Morphologie
LFH	8-0	Matière organique noire (10 YR 2/1 m), brun grisâtre très foncé (10 YR 3/1 d), semi-décomposée à bien décomposée; structure fibreuse à granulaire fine; racines abondantes, fines et moyennes; limite abrupte sans aspérité; 5 à 15 cm d'épaisseur; pH, 3,6
Ae	0-5	Sable loameux gris (7,5 YR 5/0 m), gris clair (7,5 YR 7/0 d); structure monoparticulaire à grains indépendants à légèrement anguleuse et très fine; ferme en place, friable à l'enlèvement; racines peu abondantes, fines et moyennes; limite abrupte, ondulante à irrégulière; 3 à 13 cm d'épaisseur; pH, 3,9
Bhf_1	5-11	Loam sableux brun rougeâtre très foncé (5 YR 2/2 m), brun foncé (7,5 YR 3/2 d); structure granuleuse faiblement fine à faiblement moyenne; se brise en agrégats de particules douces; ferme en place, friable à l'enlèvement; racines peu abondantes, fines et moyennes; limite ondulante abrupte; 2 à 23 cm d'épaisseur; pH, 3,9
Bhf_2	11-17	Loam sableux brun rougeâtre foncé (2,5 YR 2/4 - 5 YR 3/2 m), brun (7,5 YR 4/4 d); structure granuleuse faiblement très fine à faiblement moyenne, se décompose en agrégats de particules douces; ferme en place, friable à l'enlèvement; racines peu abondantes, fines à moyennes; limite ondulante claire, 3 à 7 cm d'épaisseur; pH, 4,4
Bfh	17-27	Sable loameux brun foncé à brun rougeâtre foncé (7,5 YR 4/4 - 5 YR 4/4 m), brun jaunâtre (10 YR 5/4 d); structure composée blocailleuse, granuleuse moyennement fine à moyenne et subanguleuse moyennement fine; ferme en place, friable à l'enlèvement; rares racines fines; limite claire sans aspérité; 7 à 12 cm d'épaisseur; pH, 4,6
Bf	27-40	Loam sableux brun jaunâtre foncé (10 YR 4/4 m), brun jaunâtre clair (10 YR 6/4 d); structure blocailleuse subanguleuse faiblement fine à moyenne; ferme en place, friable à l'enlèvement; limite graduelle sans aspérité; 10 à 15 cm d'épaisseur; pH, 4,7
BC	40-56	Sable loameux brun olive (2,5 Y 4/4 m), brun jaunâtre clair (2,5 Y 6/4 d); structure composée blocailleuse subanguleuse faiblement fine à moyenne et en plaquettes modérément moyennes; ferme en place,friable à l'enlèvement; limite graduelle sans aspérité; pH, 5,0
Cx	56-	Sable loameux olive à olive foncé (5 Y 4/3 - 5 Y 3/3 m; 5 Y 5/3 d); plaquettes grossières modérées; très ferme en place, friable à l'enlèvement, cassant, atteint sa consistance maximum entre 150 et 250 cm; quelques pierres; pH, 5,0

Arrêts d'excursion

Arrêt numéro un : apports dans le bassin versant

Les apports d'ions majeurs dans le bassin versant sont évalués à partir des échantillons de précipitations (pluie, neige, grêle, etc.) recueillis dans un collecteur Sangamo à précipitations humides et dans des échantillonneurs "en vrac" à ciel ouvert. Les apports d'aérosols et de particules colloïdales sont évalués à partir d'échantillons prélevés dans des remblais filtrants placés sur un support de 10 m. La quantité des précipitations est tirée d'un pluviomètre standard tandis que la durée et l'intensité des précipitations sont tirées d'un pluviomètre enregistreur à benne basculante. Les échantillons de précipitations sont généralement recueillis à 8 h tous les jours tandis que les aérosols et les particules colloïdales sont échantillonnés de manière continue pendant 24 heures. Les concentrations pondérées selon le volume saisonnier moyen dans les échantillons recueillis dans les collecteurs en vrac figurent au tableau 2.

Arrêt numéro deux : système aquatique

Des études sur le bilan ionique, la végétation, la faune aquatique et le phytoplancton sont menées depuis 1980 sous la surveillance de la Direction générale des cours d'eau intérieurs, région du Québec. En marge de ces études, une autre qui vise à caractériser le choc acide de printemps qui tient compte des flux ioniques des eaux de fonte des neiges.

La matrice ionique de l'eau est dominée par Ca, HCO_3 et SO_4. Le lac est légèrement acide (pH, 6,1) et est vulnérable aux dépôts acides comme le révèle l'étude sur le choc acide. Le bilan ionique a été calculé pour 1981. Il révèle que les ions Ca, Mg, Na; K, SO_4, Cl et HCO_3 sont exportés hors du bassin versant tandis que les ions H et NO_3 y sont retenus. Le tableau 2 indique les valeurs typiques des concentrations d'ions en 1982.

Projet de bassin versant du lac laflamme

Lieu et historique

Le bassin versant est situé à environ 3 km par la route au nord du centre administratif de la forêt de Montmorency. C'est un bassin de haute altitude qui couvre une superficie de 68,4 ha dont 62,3 ha sont terrestres et 6,1 ha lacustres. Le rapport terre/eau est de 10,2/1.

La sélection du site s'est opérée durant l'été 1979. Six parcelles de 375 m^2 ont été sélectionnées à l'automne 1979 et l'on a procédé à l'échantillonnage préliminaire des précipitations globales, des précipitations au sol et du ruissellement sur écorce dans l'une de ces parcelles. Durant l'été et l'hiver 1980, une station de jaugeage a été aménagée à la sortie du lac et une station de mesure des précipitations et de la qualité de l'air a été implantée dans une clairière à proximité du lac. Durant cette période, des collecteurs de précipitation au sol, de ruissellement sur écorce et de percolats du sol ont été installés dans les cinq parcelles restantes. Des échantillonneurs d'eau du sol ont également été installés à la périphérie du lac. En 1981 et 1982, on a également entrepris des études sur l'acidification.

Des études sur l'hydrologie, l'hydrogéochimie, la climatologie, la végétation, le lac, la chimie de l'eau souterraine et de la fonte des neiges, les poissons, le phytoplancton et les séismes ont été entreprises en 1980, 1981 et 1982.

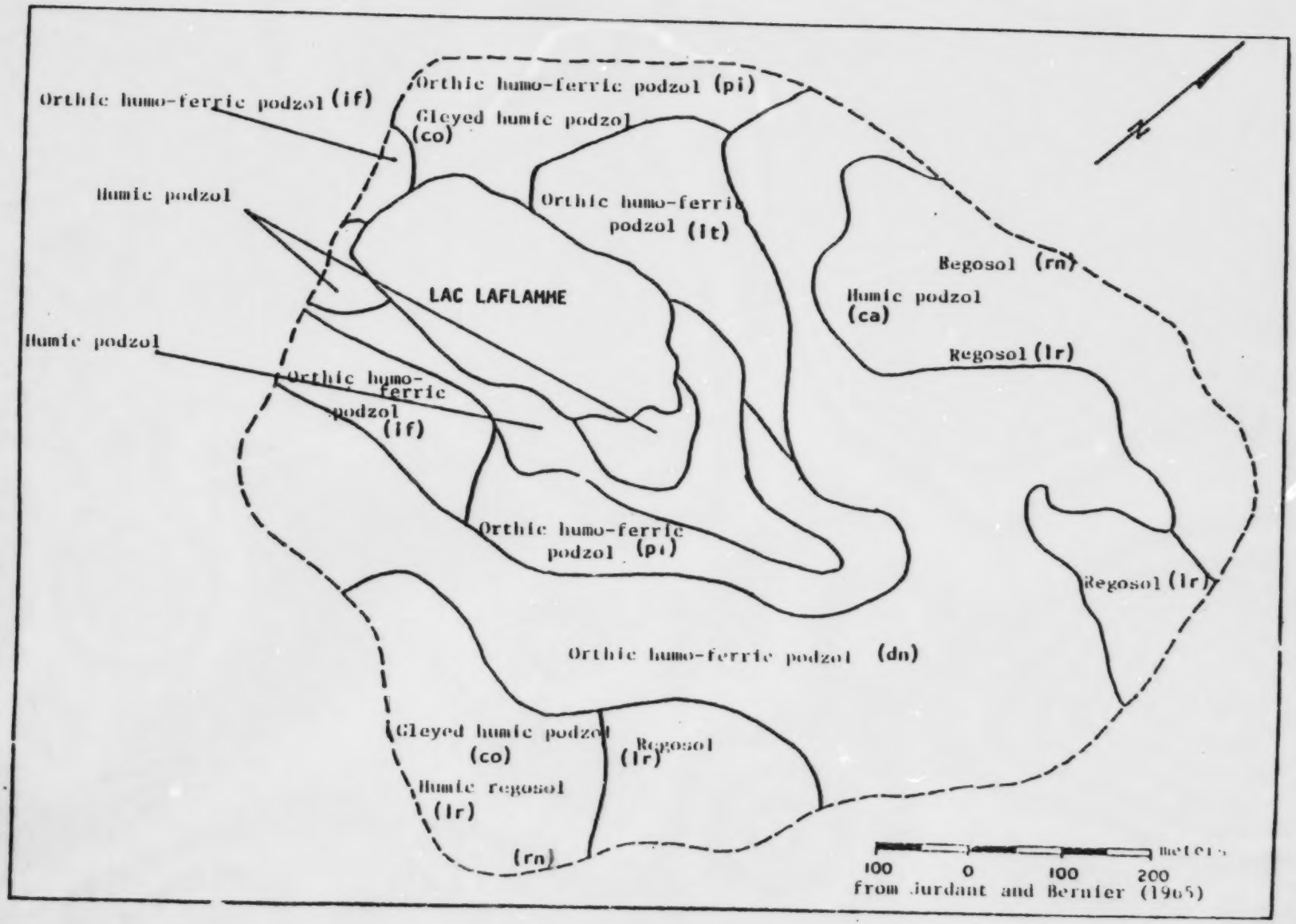

Orthic humo-ferric podzol (if)
Orthic humo-ferric podzol (pi)
Gleyed humic podzol (co)
Humic podzol
Orthic humo-ferric podzol (it)
LAC LAFLAMME
Regosol (rn)
Humic podzol (ca)
Humic podzol
Regosol (lr)
Orthic humo-ferric podzol (if)
Orthic humo-ferric podzol (pi)
Regosol (lr)
Orthic humo-ferric podzol (dn)
Gleyed humic podzol (co)
Regosol (lr)
Humic regosol (lr)
(rn)
N
100 0 100 200 meters
from Jurdant and Bernier (1965)

Figure 6

Tableau 2. Distribution granulométrique du sol Laurentide

		Sable %						Limon %				Argile %		
Horizon	Profondeur (cm)	Très gros grains 2,0-1,0 mm	Gros grains 1,0-0,5 mm	Moyens 0,5-0,25 mm	Fin 0,25-0,1 mm	Très fins 0,1-0,05 mm	TOTAL 2-0,05 mm	Gros grains 50-20 µm	Moyens 20-5 µm	Fins 5-2 µm	TOTAL 50-2 µm	Gros grains 2-1 µm	Moyen + Fins <1 µm	TOTAL <2 µm
Ae	0-5	7,9	12,8	13,2	28,6	16,2	78,6	10,9	7,3	1,6	19,8	0,6	1,0	1,6
Bhf_1	5-11	7,0	13,1	13,5	24,0	14,2	71,8	11,8	7,3	1,9	21,0	1,3	5,9	7,2
Bhf_2	11-17	7,7	12,3	13,2	24,2	14,6	72,1	10,1	6,4	2,4	18,9	2,1	6,9	9,0
Bfh	17-27	9,3	14,9	12,7	23,8	17,3	78,0	9,4	5,9	1,3	16,6	0,2	5,2	5,4
Bf	27-40	8,7	14,4	11,2	19,9	13,8	67,9	14,8	9,8	2,9	27,5	1,4	3,2	4,6
BC	40-56	4,6	10,9	10,7	25,2	19,7	71,1	16,9	8,2	2,2	27,3	0,9	0,7	1,6
Cx_1	56-120	7,5	13,9	12,6	26,9	19,2	80,1	13,4	3,6	1,4	18,4	0,7	0,8	1,5
Cx_2*	120-150	9,1	12,7	11,8	26,3	17,2	77,1	13,1	6,6	1,4	21,1	0,7	1,1	1,8
Cx_3*	150-240	8,4	12,1	12,3	27,9	18,1	77,8	13,3	6,0	0,9	20,2	0,2	0,8	1,0
Cx_4*	240-330	8,8	12,3	12,2	26,8	17,4	77,5	10,7	8,8	1,4	20,9	0,8	0,8	1,6

* Échantillonné à environ 400 pi du bassin original

Analyse réalisée sous la direction de G. Bourbeau

Tableau 4. Matière organique Fe et Al à l'état libre et total dans le sol Laurentide

Horizon	Profondeur cm	Matières Organique %	Ox.Fe. %	Dx.Al. %	Di.Fe %	Di.Al %	Py.Fe %	Py.Al %	T.Fe. %	T.Al %	Δox.(Fe + Al) (B-C)	M.O / ox.Fe	ox.Fe. / di.Fe.	py(Fe. + Al) / di(Fe. + Al)	t-Fe. / d.Fe.	T-Al. / di.Al	di.Fe. / Argile	py(Fe. + Al) / Argile
Ae	0-5	1,15	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	4,27	6,03		23,0	2,5	1,0	4,85	6,01	0,01	0,02
Bhf_1	5-11	15,70	3,63	1,14	3,53	1,42	3,31	1,50	6,78	5,39	3,79	4,3	1,03	0,97	3,25	3,97	0,49	0,67
Bhf^2	11-17	13,77	2,76	2,79	2,95	3,53	2,36	3,39	6,36	7,20	4,56	5,0	0,93	0,89	3,41	3,67	0,33	0,64
Bfh	17-27	6,55	1,87	2,40	2,12	3,01	1,48	2,83	5,62	7,76	3,29	3,5	0,88	0,84	3,50	4,75	0,39	0,80
Bf	27-40	2,77	1,02	1,51	1,24	1,58	0,56	0,94	5,17	7,56	1,55	2,7	0,82	0,53	3,93	5,98	0,30	0,33
BC	40-56	1,00	0,57	0,97	0,77	0,63	0,17	0,58	4,94	7,56	0,56	1,7	0,74	0,53	4,17	6,93	0,48	0,47
Cx_1	56-120	0.94	0,45	0,53	0,54	0,32	0,03	0,22	5,26	7,17		2,1	0,83	0,29	4,72	6,75	0,36	0,17

Analyse réalisée par A. Gonzalez

Tableau 5. Quelques propriétés chimiques du sol Laurentide

Horizon	pH $CaCl_2$ 0,01M	Ca mEq/100g	Mg mEq/100g	Al mEq/100g	CEC Eff. mEq/100g (1)	% saturation en base (2)	CECpH-7 mEq/100g (3)	Inorganic CEC pH-7 mEq/100g (4)	CEC mEq/100g (5)	Δ CEC / CEC Eff
Ae	3,5	1,19	0,01	1,25	2,45	49,0	3,0	1,5	0,55	0,22
Bhf_1	3,6	14,12	0,02	18,90	33,04	42,8	51,2	12,5	18,16	0,55
Bhf_2	4,1	8,75	0,01	8,05	16,81	52,1	36,0	10,5	19,20	1,14
Bfh	4,2	2,45	0,01	3,74	6,20	39,7	23,8	14,0	17,60	2,84
Bf	4,3	1,51	0,01	2,22	3,74	40,6	14,1	4,5	10,36	2,77
BC	4,3	0,97	0,01	1,39	2,37	41,3	8,5	7,5	6,13	2,59
Cx_1	4,7	0,45	0,01	0,83	1,29	35,6	4,0	4,0	2,71	2,10

(1) CEC effective = Σ (Ca + Mg + Al) extrait de 2N NaCl
(2) (Ca + Mg)/(ca + Mg + al), extrait de 2N NaCl
(3) $\{Ca(OAc)_2 + CaCl_2\}$ extrait
(4) Comme en (3), mais matière organique éliminée
(5) ΔCEC = pH-dep.CEC = (CEC ph-7 - CEC eff.)

Analyse réalisée par Y. Laflamme

Tableau 6. Autres propriétés chimique du sol Laurentide

Horizon	Nt	P assimil.	CEC	cations éch.		(2)
	(%)	ppm (1)	mEq/100g (2)	Ca	Mg (mEq/100g)	K
LF	1,59	185	91,2	8,12	2,30	2,02
H	1,53	125	73,0	6,00	1,98	1.24
Ae	0,05	11	2,8	0,36	0,16	0.11
Bhf_1	0,50	36	108,0	0,51	0,27	0.21
Bhf_2	0,36	120	78,0	0,47	0,14	0.11
Bfh	0,22	74	49,7	0,50	0,12	0.06
Bf	0,12	38	31,0	0,55	0,12	0.06
BC	0,06	21	16,8	0,55	0,14	0.08
Cx_1	0,02	17	9,0	0,57	0,13	0.09

(1) Méthode Olsen
(2) pH-7 NH_4OAC

Tableau 7. Composition minéralogique d'un fragment de sab le fin du sol Laurentide *

	Horizon						
	Ae	Bhf_1	Bhf_2	Bfh	Bf	BC	Cx_1
Minéraux clairs							
(s.g. < 2,96)	82	79	81	86	82	80	79
Quartz	59	54	46	45	52	53	43
Feldspath	23	25	35	41	30	27	36
Minéraux denses							
(s.g. > 2.96)	18	21	19	14	18	20	21
Magnétite-Ilménite	9	9	6	5	9	8	8
Hypersthène	4	5	4	2	3	3	4
Hornblende	2	3	3	3	4	4	4
Augite	2	3	3	2	2	2	2
Autres	1	1	3	2	< 1	3	3

* exprimé en % du poids, des oxydes de fer à l'état libre et de la matière organique éliminée. Analyse minéralogique réalisée par R. Ledoux et J. Trencia

Tableau 8. Concentrations (µEq L-1) des principaux ions des divers constituants du cycle de l'eau dans le bassin versant du lac Laflamme

Ions	Précipitations globales[1] µEq L^{-1}	Eau de pénétration par frondaisons µEq L^{-1}	Écoulement supercortical µEq L^{-1}	Percolat du sol µEq L^{-1}	Lac[2] µEq L^{-1}	Sortie du lac[2] µEq L^{-1}
H	39,8 (4,40)[3]	39,8 (4,40)	72,4 (4,14)	13,5 (4,87)	0,6 (6,30)	0,8 (6,10)
K	0,7	19,8	148,5	7,1	5,4	5,1
Ca	6,9	24,9	113,8	122,4	129,7	119,8
Mg	1,7	10,7	37,7	28,7	44,4	41,1
Na	10,5	13,0	16,2	30,9	43,5	43,5
NH_4	trace	trace	2,0	0,4	-	-
PO_4	1,0	7,8	133,5	0,1	0,01	0,01
SO_4	52,2	73,6	198,4	111,3	77,0	79,0
Cl	13,5	17,4	24,6	21,3	11,3	14,1
NO_3	7,3	0,2	1,5	171,2	10,0	10,0

[1] Juin à Octobre 1982
[2] Janvier à décembre 1982
[3] ( ) mesures du pH

Sols

Le podzol orthique humo-ferrique est le type de sol qui prédomine sur le bassin versant. Les différents sols rencontrés sur le bassin versant sont indiqués à la figure 6. Les sols bien drainés appartiennent à la série Laurentide (it) et Des Neiges (Dn) tandis que les sols modérément drainés appartiennent à la série Piché (Pi) et La Foi (If). Les podzols humiques à gley sont de la série Colligan (CO) et sont mal drainés. On trouvera dans les pages suivantes (12 à 17) une description du profil pédologique du sol Laurentide ainsi que de certaines de ses propriétés chimiques. (Extrait des actes de la Quatrième conférence nord-américaine sur les sols forestiers. Visite à la forêt de Montmorency. Université Laval, Québec, 37 p.).

Objectifs

Les objectifs de la formule du bassin versant sont :

d'obtenir des données sur les précipitations et la qualité de l'air pour évaluer : le dépôt et la concentration d'ions choisis (H, Ca, Mg, K, Na, NH_4, SO_4, NO_3, PO_4 et Cl) dans les systèmes terrestres et aquatiques; ainsi que les variations saisonnières et annuelles des dépôts et des concentrations.

Arrêt numéro trois : influence du couvert

La matrice concentrationnelle des précipitations incidentes change de façon draconienne au contact du couvert. Ce changement peut être le fait des dépôts secs, de la géométrie du couvert (densité, volume, fréquence), du lessivage des ions par un mécanisme d'échange d'ions, de l'évapotranspiration et du type de couvert qui intercepte les précipitations (résineux c. feuillus, différences d'espèces).

Il est important de calculer cette nouvelle matrice concentrationnelle sur une base saisonnière. Nous voulons tout d'abord estimer les concentrations et les dépôts qui affectent la couche organique pour nous aider à évaluer les effets indirects sur l'assimilabilité des éléments nutritifs ainsi que les contributions au système aquatique via la fonte de printemps par exemple.

À cet arrêt, vous pourrez voir l'une des six parcelles tracées sur le bassin versant pour évaluer les changements matriciels. Il s'agit d'une parcelle de 375 m^2 équipée de collecteurs de précipitations au sol et de ruissellement sur écorce ainsi que de lysimètres de collecte des percolats du sol. Les valeurs typiques figurent au tableau 2. On constate une augmentation de tous les ions, à l'exception des ions NO_3. Il convient de noter que la quantité de précipitations au sol et de ruissellement sur écorce représente respectivement 33 % et 2 % des précipitations incidentes.

Arrêt numéro quatre : hydrologie et climatologie

Ces études sont réalisées conjointement par la Direction générale des cours d'eau intérieurs, le Service canadien des forêts et l'Université Laval. Les études hydrométéorologiques et climatologiques ont débuté en 1980.

Il faut commencer par faire une estimation quantitative du flux hydrique dans le bassin versant pour interpréter les changements spatio-temporels des flux ioniques. Les paramètres quantifiés sont les précipitations, l'interception, l'infiltration, l'évapotranspiration, le ruissellement, le stockage, la température, l'ensoleillement et le flux thermique. Pour quantifier la fonte de printemps, on a installé un lysimètre de surface de 20 m^2 et un lysimètre en profondeur pour recueillir l'eau s'écoulant parallèlement à la pente.

De juin 1981 à mai 1982, les précipitations mensuelles ont oscillé entre 35 et 200 mm moyennant un total de 1 183 mm, ce qui est inférieur au total enregistré par la principale station météorologique (1 429 mm). La température moyenne de l'air par périodes de 10 jours variait entre 18°C (juillet) et -24°C (janvier). À 10 cm de profondeur dans le sol, la température atteignait un maximum de 12°C (juillet et septembre). Entre décembre et la mi-mai, la température du sol était d'environ -1°C.

Le débit sortant variait de 0,01 à 0,04 m^3/s durant les mois d'été et réagissait rapidement aux précipitations. On a enregistré un maximum de 0,95 m^3/s le 9 mai 1982, lequel correspondait au maximum de la fonte accompagné d'un événement de précipitation.

L'interception de la pluie a été mesurée dans des peuplements d'âge, de hauteur de la tige et de couvert différents. L'interception varie de 38 % à 15 % et est fonction du type de précipitation et de la fermeture du couvert. L'interception moyenne dans le bassin versant était de 33 %. Les pertes par évapotranspiration s'élevaient à 40 % des précipitations annuelles.

Arrêt numéro cinq : acidification sur place

Les centres de recherches forestières des Laurentides et des Grands Lacs ont entrepris tous deux des études sur l'acidification du bassin versant. Ces études permettront de mieux comprendre les effets biologiques de l'acidification ainsi que ses effets sur les racines-le sol.

Une étude réalisée par des chercheur de l'Université Queen's à Kingston (Ontario) visait à évaluer les effets de l'acidification sur les champignons et les bactéries et ses répercussions probables sur le cycle du soufre et de l'azote. Une deuxième étude placée sous la responsabilité de chercheurs de l'Université Laval, à Ste-Foy (Québec), portera sur les effets de l'acidification sur le développement et la fonction des mycorhizes que l'on trouve sur les sapins baumiers et les bouleaux blancs. Une troisième étude a pour but d'évaluer les changements chimiques qui se produisent dans la couche organique et les 10 cm supérieurs du sol inorganique ainsi que l'accumulation de bioéléments par Oxalis montana sous la terre et au-dessus du sol.

Arrêt numéro six : exportations hors du bassin versant

Un réservoir Parshall a été installé en 1980 pour surveiller le volume d'eau à l'exutoire. Des échantillons d'eau sont prélevés pour évaluer les concentrations et les flux d'ions du bassin versant. Le tableau 2 donne certaines concentrations types de janvier à décembre 1982.

Organismes participant au projet du lac laflamme

Environnement Canada
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières des Laurentides, Ste-Foy (Québec)
Centre de recherches forestières des Grands Lacs, Sault Ste-Marie (Ontario)
Direction générale des cours d'eau intérieurs, région du Québec, Ste-Foy et Longueuil (Québec)
Direction générale des terres, région de Québec, Ste-Foy (Québec)

Ministère des Pêches et Océans, région du Québec

Université Laval, Ste-Foy (Québec)
Département de foresterie et de géodésie
Département de géologie
Département de biologie
Université Queen's, Kingston (Ontario)
Département de géographie
Département de chimie
Département de microbiologie

INRS-Eau, Ste-Foy (Québec)

Remerciements

Nous tenons à remercier M. B. Bernier de l'Université Laval qui nous a aimablement autorisés à reproduire des données pertinentes publiées dans le guide "Une visite à la forêt de Montmorency",

Quatrième conférence nord-américaine sur les sols forestiers, 1973, M. M. Grandtner pour ses descriptions de la végétation, M. J. Pfalzgraf et P. Boulian pour leurs données sur les activités de la forêt de Montmorency, MM. R. Lemieux et M. Papineau de la Direction générale des cours d'eau intérieurs pour l'usage des figures 3, 4 et 6 ainsi que des données sur la chimie du lac et les cours d'eau que l'on trouve au tableau 2.

Nous voulons également remercier tous ceux qui nous ont aidés à planifier l'excursion, L. Beaulieu, R. Boutin et D. Laflamme du centre de RFL ainsi que tous ceux qui nous ont prêté leur concours durant l'excursion, N. Foster (Centre RFGL), M. Grandtner, M. Papineau et J. Roberge.

Affiches scientifiques

Vérification de prédiction des effets d'un modèle des effets des pluies acides sur des lessivats de sol

P.A. Arp et S. Ramnarine
Faculté de foresterie
Université du Nouveau-Brunswick
Frédéricton, N.-B., Canada

Résumé

On a procédé à la vérification d'un modèle permettant de prédire les effets des précipitations acides sur les pertes en cations acides ($H^+ + Al^{3+} + FE^{3+}$) et basiques ($Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$) par lessivage des sols comme fonction du temps. À cette fin, on a examiné les résultats publiés à la suite d'études d'un lysimètre intérieur, de cinq lysimètres extérieurs (le pH des précipitations variant en 2 et 6) et de cinq bassins de captation. Dans chaque cas, les prédictions du modèle concordaient de façon acceptable avec les pertes en cations acides et basiques observées. Ces études ont été choisies parmi d'autres études pertinentes parce qu'elles répondaient assez bien aux besoins en information du modèle. Il est important de pouvoir prédire la teneur en cations acides des lessivats du sol, si l'on pense aux effets généralement négatifs de ces cations (particulièrement les ions Al^3 dominants) sur la croissance des plantes et sur le sol ainsi que sur la qualité de l'eau des cours d'eau et des lacs. Pour plus de détails concernant le modèle et ses variations, se reporter à: *Ecological Modelling*, 19:105-138 et aussi à *Canadian Hydrology Symposium*: 1982 (Frédéricton, N.-B.) 615-635.

Analyse des percolats provenant d'un podzol humo-ferrique reconstitué et acidifié avec H_2SO_4 en laboratoire

R. Boutin, D. Laflamme et G. Robitaille
Service canadien des Forêts
Centre de recherches forestières des Laurentides
Ste-Foy, Québec

Résumé

Les horizons organiques (LF et H) d'une part, ainsi que les horizons organiques et spodiques (LF, H, Ae, BHF_1 et BHF_2) d'autre part ont été reconstitués dans des colonnes en plastique de 10 cm (D.I.). Les échantillons proviennent d'un podzol humo-ferrique de la série Laurentide, récolté sur un site du lac Laflamme (forêt Montmorency) à 80 km au nord de la ville de Québec Les colonnes ont été soumises en trois (3) réplicats à 24 semaines d'arrosage avec de l'eau acidifiée à 1250 (pH 2,90), 500 (pH 3,30), 50 (pH 4,30) et 0 (pH 5,60) µeq/l de H^+ à raison de 6,2 cm d'eau par semaine. Les résultats préliminaires montrent que 80 % de la charge totale des percolats provenant des horizons organiques est occupée par les ions SO_4, NO_3, NH_4 et Ca. La totalité des ions SO_4 est lessivée à laquelle s'ajoute un excès de 130 +- 30 µeq/l provenant de la minéralisation. Le contenu en azote inorganique est constant d'un traitement à l'autre mais la part relative des nitrates est croissante du traitement à pH 2,9 (28 %) au traitement à pH 5,6 (50 %). Par rapport au témoin (pH 5,6), le traitement à pH 2,9 a été particulièrement significatif en ce qui concerne le lessivage du Ca (>100 %), du Mn (>100 %) et du Mg (>50 %).

D'autre part, 90 % de la charge totale des percolats provenant des horizons spodiques est occupée en ordre décroissant par NO_3, Al, Ca, et SO_4. Les ions SO_4 provenant des horizons organiques ont été retenus à 47 % et 38 % respectivement pour les traitements à pH 2,9 et 5,6. Ceci est probablement dû à l'absorption par les sesquioxide de fer et d'aluminium. Il n'y a pas de difference significative entre le contenu en NO_3 d'un traitement à l'autre. NH_4 est toutefois significativement plus concentré dans le traitement à pH 2,9 par rapport au traitement à pH 5,6. Pour les 12 dernières semaines le traitement à 2,9 entraîne significativement plus de Al dans les percolats. Par rapport au témoin, les concentrations de Ca, Mn et Mg sont aussi significativement augmentées dans les percolats du traitement à pH 2,9, soit respectivement 38 %, 250 % et 40 %. La totalité du PO_4 provenant de l'horizon organique (160 µeq/l) a été retenu au niveau des horizons spodiques.

Effets des dépôts acides sur les propriétés du sol et de la litière : études lysimétriques et sur le terrain

K.A. Brown et R.A. Skeffington
Central Electricity Research Laboratories
Surrey (Grande-Bretagne)

INTRODUCTION

L'un des principaux effets des dépôts acides sur la litière et le sol serait l'accélération du lessivage des cations basiques (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}) hors des sites d'échange des cations et leur remplacement par des ions H^{+}. La mobilisation d'Al augmente également, comme dans les sols minéraux dont le pH varie entre 3,5 et 5,5 tandis que les précipitations d'Al sont les principaux mécanismes tampons (Bache, 1980). Les effets des dépôts acides sur les processus biologiques du sol ont récemment été analysés (Andersson *et al*, 1981). Certaines études prétendent avoir détecté des effets tandis que d'autres n'en ont constaté aucun sur les mêmes processus (Andersson *et al*, 1981). Cela s'explique peut-être par le fait que les traitements ont été de trop courte durée ou que leurs concentrations étaient trop élevées. La présente communication donne un aperçu de certains des résultats d'une étude à long terme dans le cadre de laquelle un sol a été arrosé à un pH relativement réaliste (Rippon, 1980). Ces résultats sont comparés à ceux d'un sol forestier analogue sur le terrain afin de mettre en lumière les similitudes et les différences par rapport à l'étude de laboratoire.

MÉTHODES

Carottes lysimétriques

Des carottes de sol non perturbé (de 0,8 m de diamètre x 1,35 m de profondeur) ont été extraites dans des cylindres en fibre de verre dans un boisé mixte de résineux-feuillus. Les méthodes de prélèvement et d'arrosage du sol et de la végétation ont été décrites ailleurs (Rippon, 1980). Des paires de lysimètres ont reçu soit de l'eau distillée soit de l'acide sulfurique (ph 3) à raison d'environ 1 500 mm an^{-1} pendant près de cinq ans. À l'issue de l'expérience, la matière organique comportant la litière et l'humus (ci-après appelés la «litière») a été séparée du sol minéral sous-jacent et homogénéisée. Le sol minéral a été enlevé en couches successives de 3 cm d'épaisseur. On s'est servi des méthodes standards, dont on rendra compte dans d'autres publications, pour mesurer les propriétés des fragments du sol < 2-mm.

Études sur le terrain

Les précipitations globales et l'eau de pénétration par les frondaisons ont été collectées par des méthodes standard décrites par Skeffington (1981). Les propriétés du sol ont été mesurées sous les individus de trois espèces d'arbres qu'on a échantillonnés à trois intervalles de profondeur de 10 cm, à trois distances du tronc et dans trois directions sur trois individus de chaque espèce. Le pH du sol a été mesuré dans une solution de $CaCl_2$. Par la suite, on a préparé une solution du sol en équilibre (Ulrich *et al*, 1980) et mesuré sa teneur en ions.

RÉSULTATS

Les résultats du tableau 1 témoignent des effets des pluies acides sur la composition ionique de la litière relevée dans les lysimètres. On a constaté des baisses appréciables du pH, de la saturation en base et des cations basiques et des hausses importantes des sulfates extractibles et de l'aluminium.

L'acidification observée dans la couche de la litière après un traitement acide a persisté dans le sol minéral jusqu'à environ 80 cm (figure 1). La plupart des cations Ca^{2+}, Mg^{2+} et Mn^{2+} du sol minéral se trouvaient dans le sol riche en matière organique au-dessus d'une profondeur de 15 cm. Les concentrations de Ca, Mg et Mn dans ces couches sont indiquées au tableau 2, exprimées en fonction de la matière organique afin d'éliminer les effets confusionnels des différences préexistantes dans la teneur en matière organique des lysimètres, étant donné que ces ions ont une bonne corrélation avec la matière organique. On a constaté un effet moins marqué que dans la litière et des effets minimes ont été discernés au-dessous de 15 cm.

On n'a pas établi de corrélation entre la concentration d'aluminium extractible et la matière organique, la concentration d'aluminium augmentant avec la profondeur à la fois dans les lysimètres ayant fait l'objet d'un traitement acide et les lysimètres témoins (figure 2). Le traitement acide semble abaisser l'assimilabilité de l'aluminium, à l'exception des 3 cm supérieurs.

Certaines propriétés biochimiques de la litière ont également été modifiées par le traitement acide (tableau 3). La teneur en ATP est indicative de la biomasse microbienne du sol et la respiration reflète l'activité métabolique générale. En dehors de ces changements de l'activité biochimique, on a constaté une petite baisse (5,3 %; $p < 0,05$) de la quantité de litière décomposée dans les lysimètres traités à l'acide pendant la durée des expériences. Dans le sol minéral où l'on n'a mesuré que la teneur en ATP, seuls les 3 cm supérieurs affichaient une baisse appréciable due au traitement à l'acide (10,7 $\mu g\ g^{-1}$ à 9,39 $\mu g\ g^{-1}$ de matière organique).

Tableau 1. Effets d'un traitement acide sur certaines des propriétés chimiques de la litière

Propriété*	Lysimètres témoins	Lysimètres traités à l'acide
$pH(H_2O)$	4,12	3,32
$pH(CaCl_2)$	3,45	2,63
Saturation en base, %		26 5,0
Ions extractrables: **		
Ca^{2+}	11,8	1,39
K^+	0,53	0,37
Mg^{2+}	2,70	0,28
Mn^{2+}	0,32	0,02
Al^{3+}	0,33	0,69
SO_4^{2-}	0,15	0,71

* Il s'agit des moyennes de calculs doubles sur des lysimètres doubles. L'effet du traitement acide sur toutes les propriétés était appréciable à $p < 0,001$.

** Les ions extractibles ont été extraits avec une solution d'acide acétique à 2,5 % (v/v). Les unités sont exprimées en mE 100 g^{-1} dw.

Tableau 2. Distribution en profondeur des ions Ca^{2+}, Mg^{2+} et Mn^{2+} dans le sol minéral de surface de lysimètres témoins (C) et de lysimètres traités à l'acide (A)

Profondeur	Ca^{2+}		Mg^{2+}		Mn^{2+}	
(cm)	C	A	C	A	C	A
0-3	13,4	6,5	2,6	0,9	0,31	0,12
3-6	11,0	6,8	2,1	1,0	0,22	0,13
6-9	7,1	6,2	1,3	0,9	0,12	0,10
9-12	8,6	6,7	1,4	1,0	0,12	0,11
12-15	8,5	7,1	1,3	0,9	0,10	0,09

Il s'agit des moyennes de lysimètres doubles.
Unités: mEq 100 [illegible] de matière organique.

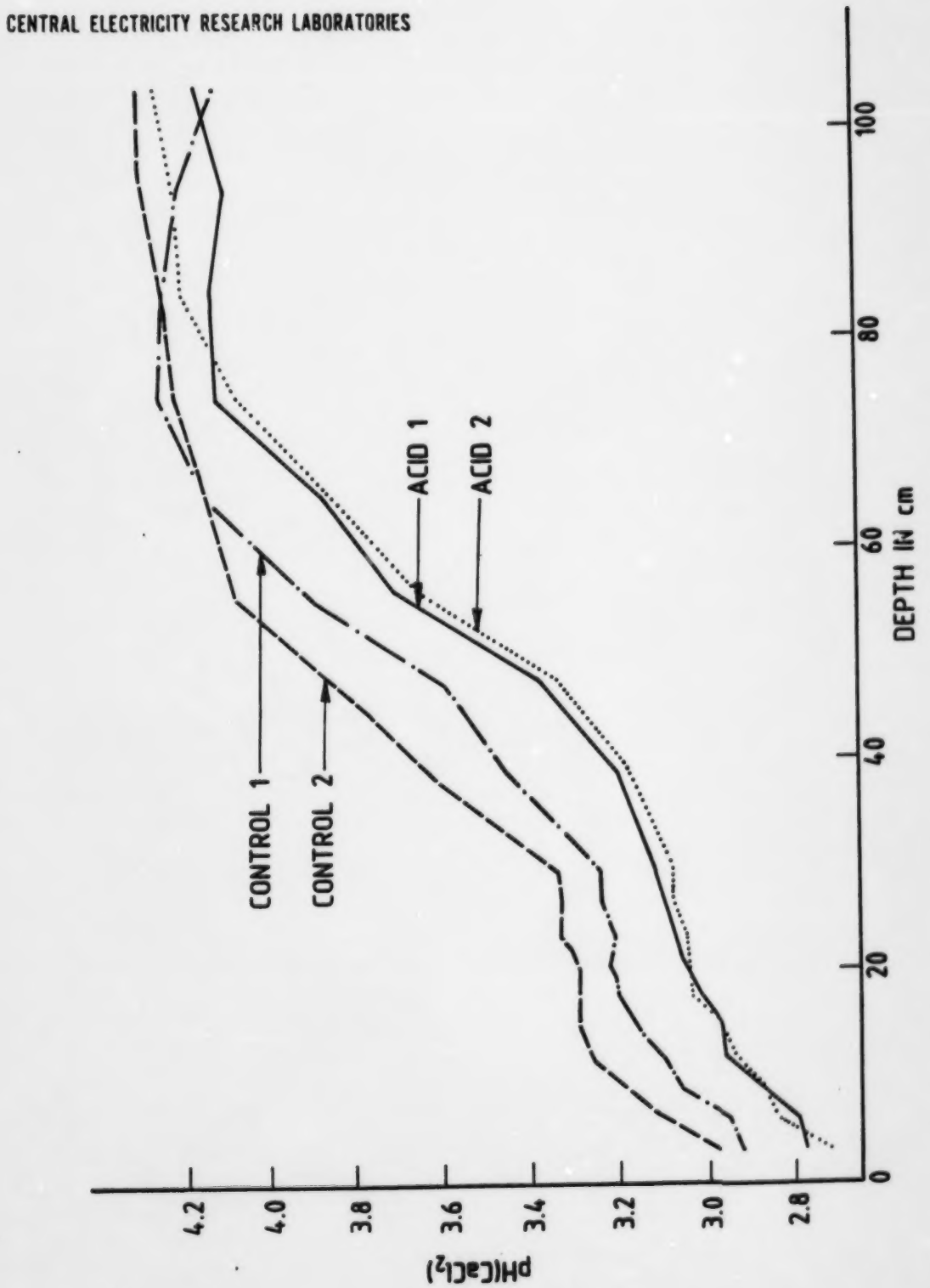


Figure 1. Distribution en profondeur du pH ($Ca\ Cl_2$)

CENTRAL ELECTRICITY RESEARCH LABORATORIES

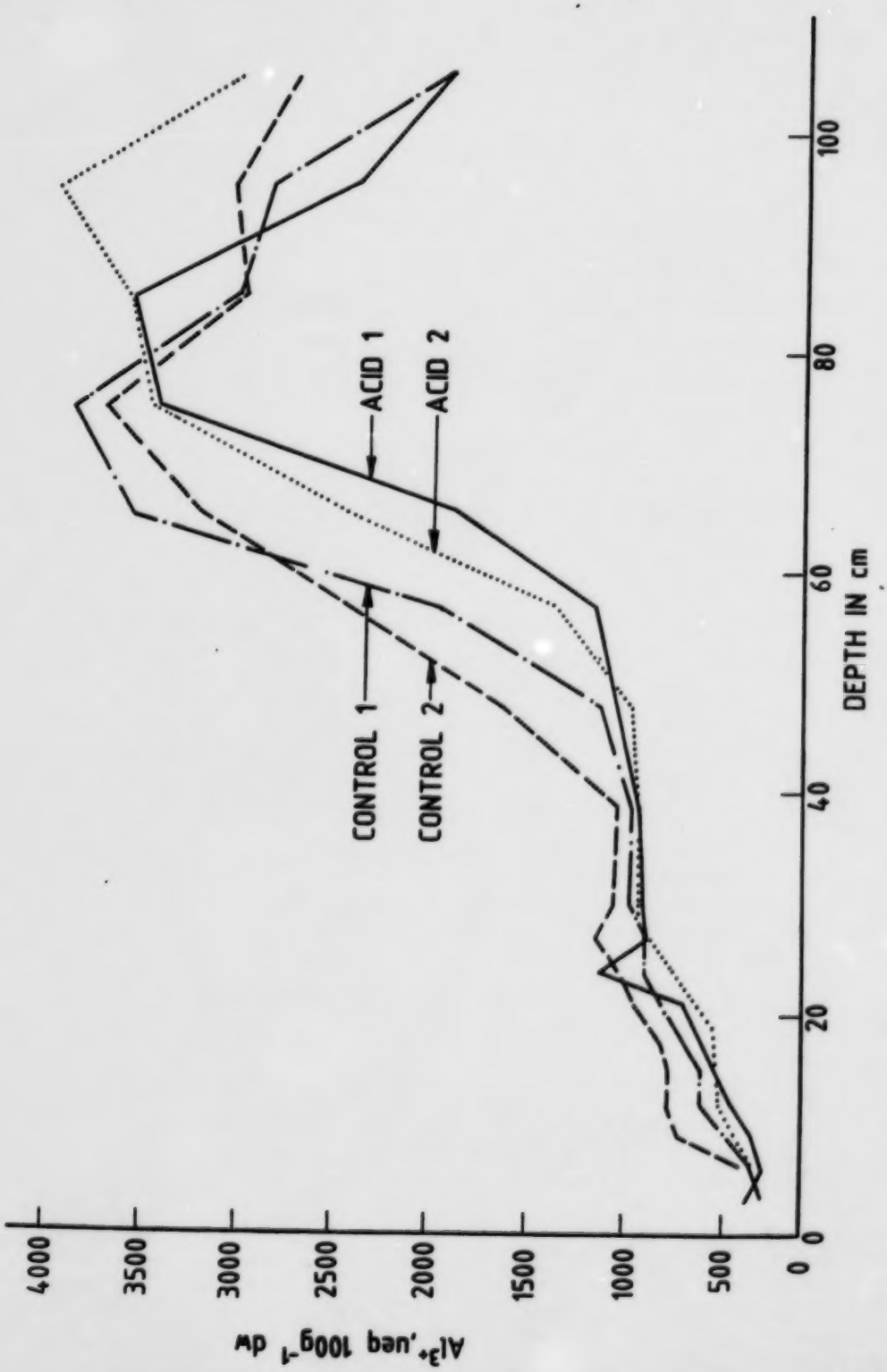


Figure 2. Distribution en profondeur de l'aluminium extractible

Tableau 3.

Propriété*	Lysimètres témoins	Lysimètres traités à l'acide
Teneur en ATP, µg g^{-1} de MO sèche**	10,8	7,2
Rythme de respiration, µmoles CO_2 7 $jours^{-1}$ g^{-1} MO sèche	246	113
Minéralisation du glucose, n moles h^{-1} g^{-1} MO sèche	7,53	6,00
Minéralisation de l'urée, n moles h^{-1} g^{-1} MO sèche	41	21
Phosphatase, µmoles h^{-1} g^{-1} MO sèche	39	21
Chitinase, µmoles h^{-1} g^{-1} MO sèche	3,1	2,6
Xylanosidase, µmoles h^{-1} g^{-1} MO sèche	1,9	1,6
Peroxidase, µmoles h^{-1} g^{-1} MO sèche	7,4	0,87

* Il s'agit des moyennes de calculs triples effectués sur des lysimètres doubles. L'effet du traitement à l'acide est significatif à $p < 0,001$ pour toutes les propriétés, à l'exception de la minéralisation du glucose et de la xylanosidase où $p < 0,01$.

** MO = matière organique.

Le traitement à l'acide a indéniablement eu des effets dans ces lysimètres, mais le flux d'ions H^+ appliqué était supérieur au flux constaté dans des conditions naturelles. Toutefois, sous certaines espèces d'arbres où la concentration de SO_2 est relativement élevée, les dépôts d'ions H^+ et SO_4^{2-} peuvent atteindre le même ordre de grandeur. Le tableau 4 indique les dépôts sous trois espèces d'arbres dans une région de ce type -- le bassin versant de Tillingbourne, dans le sud de l'Angleterre (Skeffington, 1981, 1983a). Bien que le dépôt d'ions H^+ dans les précipitations globales ne représente que 5 % du taux appliqué aux lysimètres, ce chiffre augmente à 40 % sous les pins (Pinus sylvestris L.). Les concentrations d'ions H^+ et SO_4^{2-} sous les pins sont en réalité plus élevées que celles qu'on applique aux lysimètres traités à l'acide (tableau 3). Si des effets analogues à ceux qu'on constate dans les lysimètres se produisent dans la réalité, le sol sous le couvert forestier devrait afficher un pH inférieur et contenir moins de Ca, Mg et Mn extractible et sans doute moins de Al par rapport au sol éloigné du couvert. Au tableau 4, les échantillons prélevés à 30 cm et à 1 m du tronc se trouvaient sous le couvert alors que ceux prélevés à 5 m se trouvaient en dehors. Le pH du sol était sensiblement inférieur sous le couvert non seulement des pins, mais également des chênes (Quercus robur L.) et des bouleaux (Betula pendula Roth). Les concentrations en Ca, Mg et Mn étaient généralement plus élevées sous le couvert tandis que la concentration d'Al était inférieure sous le couvert des pins mais pas sous celui des autres espèces d'arbres (tableau 5). On voit donc que le sol qui porte des arbres dans la réalité se comporte différemment du sol qui se trouve dans des lysimètres sans végétation, même si ces derniers sont soumis à des niveaux analogues de dépôts acides. Le pH du sol est abaissé mais il doit y avoir un mécanisme qui maintient les concentrations de Ca, de Mg et de Mn sous les arbres. Il se peut qu'il s'agisse du recyclage des éléments nutritifs dans l'eau de pénétration par les frondaisons et le dépôt de la litière. Le tableau 6 contient certaines données provenant d'une étude à court terme sur la composition de l'eau de pénétration par les frondaisons où l'on constate que les concentrations de tous les ions augmentent dans l'eau de pénétration par les frondaisons par rapport à ce qui se passe dans les précipitations globales. Cela vaut même pour les arbres feuillus en cette période hivernale. D'aucuns ont avancé que le cycle apparemment lâche du calcium et du magnésium dans l'eau de pénétration par les frondaisons et le dépôt de la litière est peut-être un moyen qui contribue à la survie des arbres poussant sur des sols acides (Skeffington, 1983b).

ANALYSE

Cinq années d'arrosage acide avec de l'acide sulfurique de pH 3 ont incontestablement altéré les propriétés chimiques et biochimiques du sol dans les lysimètres. La question de savoir si cela se produit dans la réalité demeure sans réponse. Sur le terrain, les concentrations sont généralement inférieures et la pluie contient toujours des cations basiques qui soulagent l'effet d'acidification. Dans les régions qui reçoivent de forts dépôts de SO_2, les ions H^+ et SO_4^{2-} se multiplient dans l'eau de pénétration par les frondaisons sous le couvert forestier, mais il en va de même de Ca et de Mg. Les arbres pourraient également recycler les éléments nutritifs dans la litière. Il convient de tenir compte de ces effets lorsqu'on évalue l'effet des pluies acides sur les sols et les forêts.

Tableau 4. Dépôts et concentrations dans les lysimètres et sur le terrain

		Dépôts, kEq ha^{-1} an^{-1}		Concentrations, µEq L^{-1}	
		H^+	SO_4^{2-}	H^+	SO_4^{2-}
Lysimètres		15,0	15,0	1000	1000
Sur le terrain:	pluie	0,64	0,90	59	83
	fougère	0,47	1,00	49	105
	chêne	1,31	2,31	158	279
	bouleau	1,64	2,24	206	281
	pin	6,17	6,01	1504	1465

Tableau 5. Effet des arbres sur le Ca, le Mg, le Mn et l'Al extractibles

Arbres	Distance du tronc	Concentration de FNE, mg L^{-1}				
		Ca	Mg	Mn	Al	pH
Chênes	30 cm	7,66	1,74	0,77	8,71	2,91***
	1 m	6,10	2,36	1,02	6,73	2,98***
	5 m	4,90	2,87	0,87	6,88	3,01***
Bouleaux	30 cm	4,81	3,33	0,92*	5,20	2,79***
	1 m	5,41	3,04	0,82*	6,04	2,86***
	5 m	3,42	1,69	0,39*	5,58	2,98***
Pins	30 cm	8,52**	2,44	0,75*	2,60**	2,65***
	1 m	7,44**	2,05	0,88*	3,58**	2,74***
	5 m	3,94**	1,38	0,51*	5,10**	2,86***

Les astérisques indiquent l'importance de l'effet de la distance du tronc dans l'analyse de variance.

Tableau 6. Dépôt d'ions, 17.2.83 à 29.3.83

	Cations									Anions			Acide faible dissocié
	H^+	NH_4^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Fe^{2+}	Al^{3+}	Mn^{2+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	
Précipitations globales	21,8	57,7	19,7	12,1	51,2	4,6	0,9	3,5	0,2	60,4	37,0	86,8	5
Eau de pénétration par les frondaisons du bouleau	85,4	79,6	91,9	62,4	221,0	37,8	1,7	10,4	2,9	139,0	67,8	296,0	6
Eau de pénétration par les frondaisons du chênes	122,0	60,6	156,0	81,6	230,0	66,6	2,0	13,3	11,5	361,0	46,9	327,0	12
Eau de pénétration par les frondaisons du pin	348,0	126,0	154,0	115,0	423,0	65,4	8,3	42,9	4,7	560,0	159,0	507,0	15

Toutes les valeurs sont en $h^{e \cdot l}$ équivalents

BIBLIOGRAPHIE

Andersson, F.; Effer, W.R.; Miller, H.G.; Nilsson, S.I. 1981. Impact of acid deposition on vegetation, soil, drainage water and streams, Dans : Effects of SO_2 and its Derivatives on Natural Ecosystems, Agriculture, Forestry and Fisheries. Report of an International Electric Research Exchange Working Group, Central Electricity Research Laboratories, Leatherhead, Angleterre, chapitre 4.

Bache, B.W. 1980. Dans Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems (T.C. Hutchinson and M. Havas, Eds.), pages 182-202, Plenum Press, N.Y.

Rippon, J.E. 1980. Dans Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems (T.C. Hutchinson and M. Havas, Eds.), pages 499-521, Plenum Press, N.Y.

Skeffington, R.A. 1981. CEGB Report RD/2083N81.

Skeffington, R.A. 1983a. Dans B. Ulrich, and J., Pankrath, Eds.), Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, pages 219-231 D. Riedel, Dordrecht, Pays-Bas.

Skeffington, R.A. 1983b. Dans Acid Precipitation, Origin and Effects, (J. Löbel, and W., Thiel, Eds.), VDI Bericht 500, VDI, Düsseldorf.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. Soil Science, 130:193-199.

Effets des pluies acides sur deux bassins versants forestiers en Haute Ardenne - Belgique

P. Buldgen et J. Remacle
University de Liège
Départment de botanique, écologie microbienne
Sart-Tilman
B - 4000 Liège, Belgium

Résumé

Deux bassins versants, l'un entièrement couvert de résineux, l'autre couvert partiellement de résineux et de feuillus ont été étudiés dans l'Est de la Belgique durant quatre ans. Le but de l'étude a été d'apprécier les effets du couvert végétal et des pollutions atmosphériques sur le cycle des éléments biogènes et la qualité des eaux de surface. Les précipitations en site découvert présentent une acidité qui n'est pas négligeable. Cette acidité s'accentue au niveau des pluviolessivats du fait de l'interception de polluants par le couvert végétal et ce, nettement plus sous résineux que sous feuillus. Par contre, l'apport d'acidité par minéralisation de la matière organique semble dépendre à la fois de la nature et de l'épaisseur des horizons holorganiques. À l'exutoire des deux bassins versants, les eaux des ruisseaux ont subi une certaine neutralisation en percolant au travers des horizons minéraux du sol. De ce fait, les deux bassins versants accumulent annuellement 60 à 70 % des apports d'acidité par les polluants et la minéralisation de la matière organique. On peut dès lors se demander combien de temps le sol minéral pourra continuer à accumuler l'ion H^+ sans que ne soit compromise la pérennité du couvert forestier des deux bassins versants.

Introduction

Une étude de l'eau et du cycle des éléments biogènes de bassins versants forestiers a été effectuée en Belgique grâce à une approche interdisciplinaire des problèmes hydrologiques et forestiers, en Haute Ardenne.

Le programme de recherches avait pour but d'apprécier les effets des plantations d'épicéas introduites dans l'Est de la Belgique au cours du siècle dernier. En fait, ces plantations représentaient de 60 à 80 pour 100 de la forêt dans certains bassins hydrographiques du pays.

Les effets de la perturbation causés par les plantations d'épicéas sont susceptibles de se manifester dans la mobilisation et le mouvement des éléments biogènes dans les sols (Nihlgard, 1971; Bonneau et al., 1976; Nys, 1981) et, par la suite, dans la perte de ces éléments dans l'eau du sol et des ruisseaux des bassins versants. Étant donné que l'Est de la Belgique, comme la plus grande partie de l'Europe, reçoit des pluies acides, l'interaction entre les dépôts acides et les processus des écosystèmes forestiers doit aussi être considérée comme un important facteur de détermination des pertes en éléments biogènes dans les bassins versants étudiés (Johnson et al., 1982).

Matériel et méthodes

Description des bassins versants

Les bassins versants sont situés en Haute Ardenne, région parmi les plus densément boisées de la Belgique. La région des bassins versants reçoit en moyenne 1 300 mm de précipitation par année et la température annuelle moyenne est de 7 °C, les variations mensuelles se situant entre -13 °C et + 25 °C. Les deux bassins versants ont été choisis en raison de leur végétation. Le bassin versant de

Robinette, de 81 ha, est entièrement recouvert de résineux tandis que celui de Waroneu, de 83 ha, est en partie recouvert de feuillus (40 pour 100) et en partie de résineux (60 pour 100). Les espèces de feuillus dominantes sont le hêtre (*Fagus sylvatica* L.), le chêne (*Quercus petraea* Lieblein) et le bouleau (*Betula pendula* Roth.). Les résineux sont surtout représentés par l'épinette de Norvège (*Picea Abies* L. Karst.) et dans une mesure moindre, par le pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.). L'altitude varie entre 310 et 400 mètres au-dessus du niveau de la mer dans le bassin versant de Waroneu et entre 470 et 530 mètres au-dessus du niveau de la mer dans le bassin versant de Robinette. Les sols sont des brunisols acides, dérivés du loess loameux du pléistocène, ils appartiennent aux cambisols et aux gleysols. Le type d'humus va du moder au dysmoder et la saturation en bases est relativement peu élevée (5 à 15 pour 100). La couche sous-jacente est constituée par une alternance de quartzites, de quartzo-phyllades et de phyllades qui présentent de nombreux plissements et fractures. Les matérieux susceptibles d'être aquifères sont composés de quartzites fissurés et faillés ainsi que de l'assise rocheuse qui s'altère. Les réserves aquifères varient de 0 à 10 mm dans le bassin versant de Robinette et de 4 à 29 mm dans le bassin versant de Waroneu. Les différences observées à ce chapitre entre les deux bassins sont dues à leur hydrogéologie. En effet, la profondeur de l'assise rocheuse qui s'altère du bassin de Waroneu varie entre 10 et 13 mètres tandis que celle du bassin de Robinette ne varie que de 4 à 6 mètres. De plus, la plantation intensive d'épicéas dans le bassin versant de Robinette a exigé le creusage de nombreuses tranchées afin de drainer les sols hydromorphes. Ces deux caractéristiques contribuent à un écoulement souterrain de l'eau plus important dans le bassin de Robinette que dans celui de Waroneu.

Plan d'expérience

Dans chacun des bassins versants, deux parcelles expérimentales ont été choisies pour étudier la chimie des pluviolessivats et de l'eau de suintement dans la couche d'humus. Leur superficie variait entre 0,5 et 3,0 ha. Deux des parcelles étaient recouvertes de hêtres et les deux autres, d'épicéas. Concurremment, la composition de la précipitation en site découvert a été étudiée dans des clairières adjacentes aux différentes parcelles forestières.

Des échantillons de pluie ont été recueillis dans des pluviomètres de 55 cm^2. Vingt pluviomètres ont été installés dans chaque parcelle et cinq, dans les clairières adjacentes. Dans chaque parcelle, le réseau de pluviomètres était complété par quatre lysimètres à entonnoir ayant une superficie d'interception de 285 cm^2 afin de recueillir le percolat des horizons holorganiques. Les résultats obtenus dans les quatre parcelles expérimentales ont été extrapolés en tenant compte des caractéristiques pédologiques et forestières des deux bassins versants. À l'exutoire des bassins versants, l'eau des ruisseaux a été échantillonnée toutes les 16 heures au moyen de collecteurs automatiques. Durant la période de gel, des échantillons ont été prélevés manuellement au moins une fois par semaine. Les observations aux différents niveaux des bassins versants ont été effectuées pendant deux ans, entre août 1979 et mars 1983. Nous nous bornons ici à donner le détail des résultats touchant le flux de H^+.

Résultats

On trouvera à la figure 1 la répartition des valeurs mensuelles du pH observées dans les précipitations en site découvert. Plus de 50 pour 100 des valeurs du pH sont supérieures à 4,0. Néanmoins, on observe des pH inférieurs à 3,5 à certaines périodes. De plus, on trouvera à la figure 2 la répartition des valeurs mensuelles du pH des pluviolessivats sous le couvert de hêtres et d'épicéas. En se référant aux précipitations en site découvert, il y a une augmentation de l'acidité qui est plus importante dans le cas des pluviolessivats sous les écpicéas que sous les hêtres. En effet, dans le cas des épicéas, on observe rarement des pH supérieurs à 4,0 tandis que la fréquence des pH inférieurs à 3,5 augmente clairement. La percolation des pluviolessivats à travers les horizons holorganiques

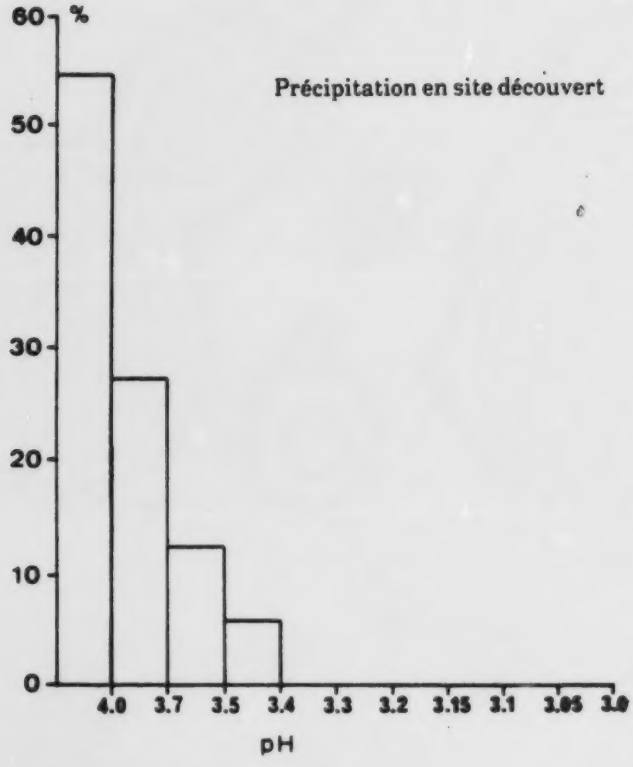


Figure 1. Répartition des valeurs mensueles du pH au niveau des précipitations en site découvert (n = 48).

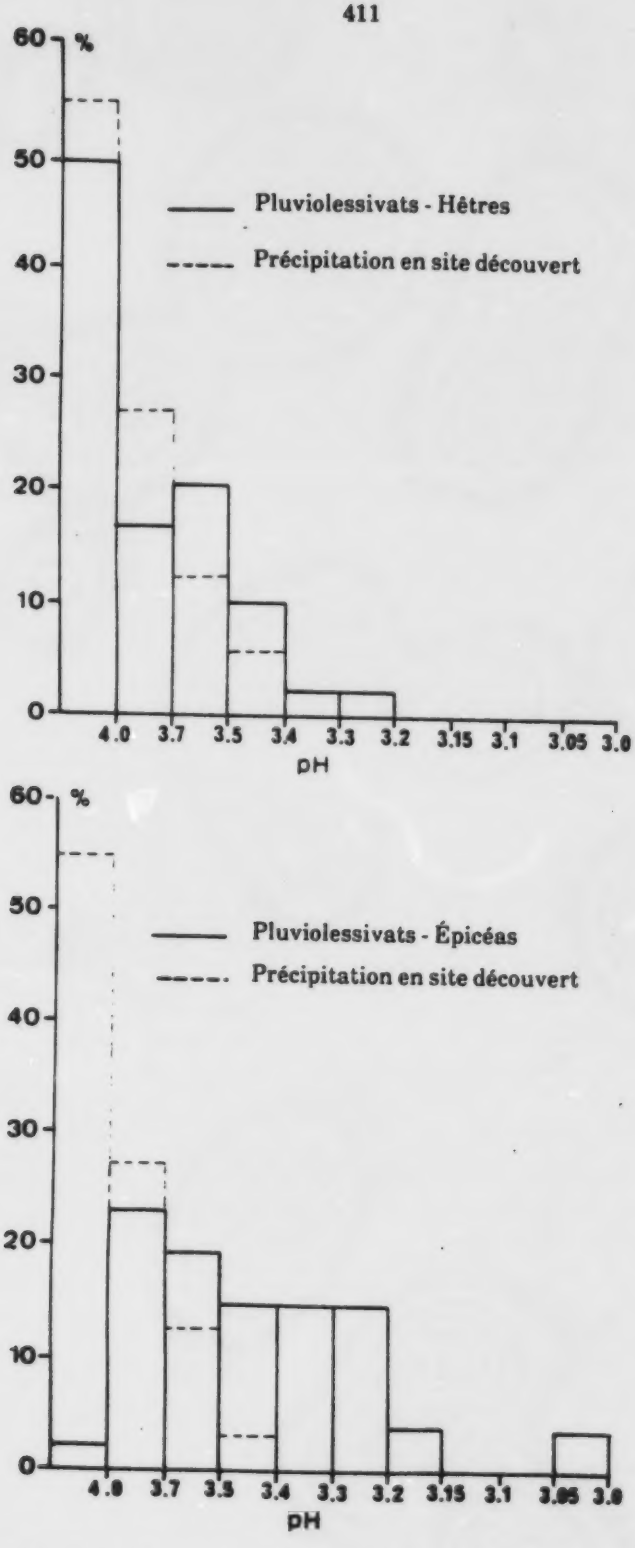


Figure 2. Répartiion des valeurs mensuelles du pH au niveau des pluviolessivate sous un peuplement de hêtres et d'épicéas (n = 48).

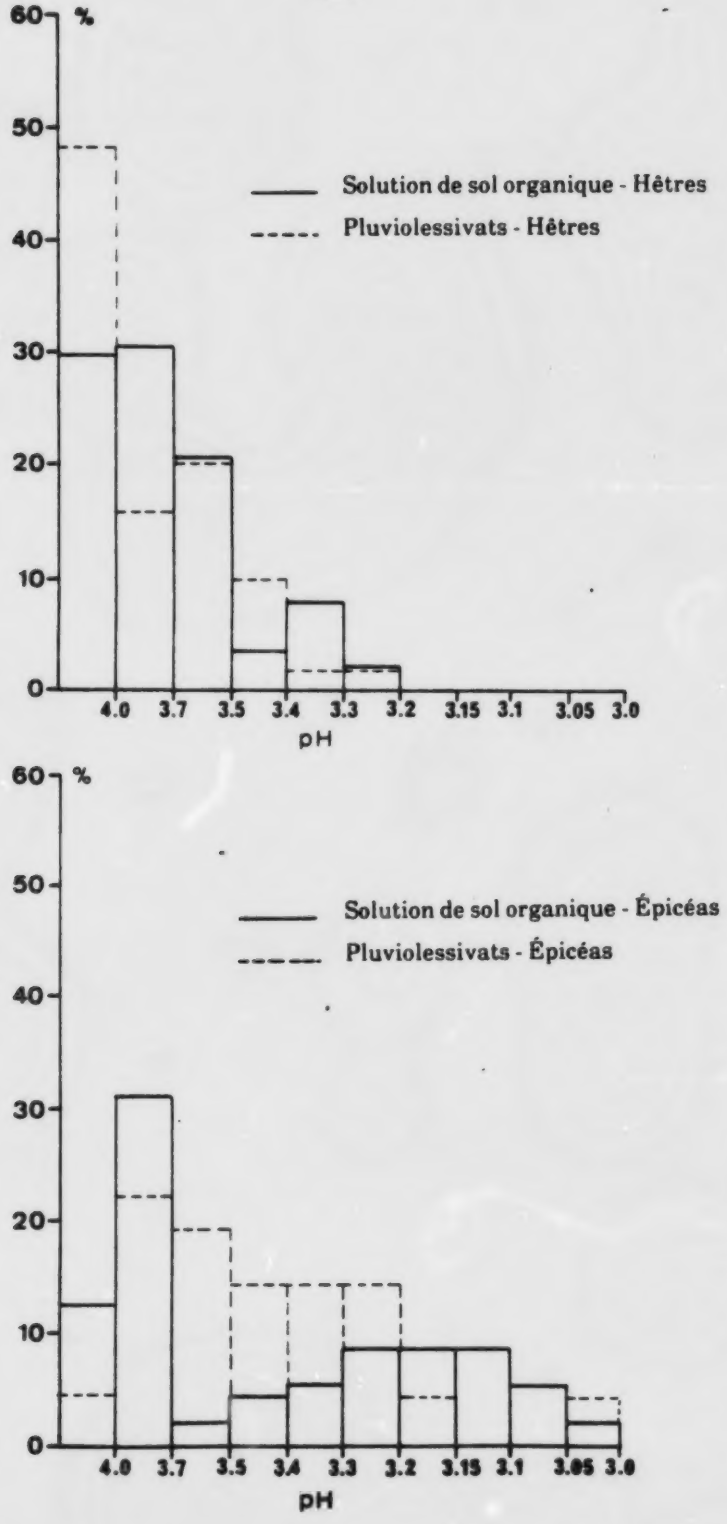


Figure 3. Répartition des valeurs mensuelles du pH au niveau de l'eau de suintement sous la couche d'humus des peuplements de hêtre et d'épicéas (n = 48).

favorise encore l'acidification (figure 3). Dans le cas des hêtres, la fréquence des pH supérieurs à 4,0 diminue de façon indiscutable. Dans le cas de l'épicéa, il y a encore augmentation des pH inférieurs à 3,5, mais également augmentation des pH supérieurs à 3,7. Dans les ruisseaux, à l'exutoire des bassins versants, la répartition des pH s'est considérablement modifiée, comme l'illustre la figure 4. Dans le cas du bassin versant de Waroneu, nous constatons que la répartition des pH est très semblable à celle que l'on retrouve dans les précipitations en site découvert. À l'exutoire du bassin versant de Robinette, on a enregistré peu de valeurs de pH supérieures à 4,0 et le pH peut être très bas en certaines périodes.

Le tableau 1 montre les apports, les pertes et le bilan annuel de H^+ pour les deux bassins versants. Dans le cas du bassin versant de Waroneu, recouvert en partie de feuillus et en partie de conifères les précipitations constituent l'apport le plus important de H^+. L'interception des dépôts secs et gazeux augmente cet apport de H^+ d'environ 50 pour 100. Par contre, les apports de H^+ par les précipitations et par l'interception des dépôts gazeux et secs sont équivalents dans le cas du bassin versant de Robinette, qui est entièrement recouvert de conifères. Dans les deux cas, l'acidification supplémentaire par minéralisation de la matière organique semble être limitée pour ce qui est des apports de H^+ atmosphériques. Le bassin versant de Robinette libère environ deux fois plus d'ions H^+ que le bassin versant de Waroneu. L'accumulation annuelle d'ions H^+ a surtout lieu dans le sol minéral des deux bassins versants et représente de 60 à 70 pour 100 des apports annuels.

Tableau 1. Input, output, and annual accumulation of H^+ ions for the two watersheds (kg ha^{-1} yr^{-1})

	Waroneu	Robinette
Apports		
Précipitations	1,5	1,5
Interception des dépôts secs et gazeux par la végétation	0,8	1,6
Minéralisation de la matière organique	0,1	0,4
Apports dans le sol minéral	2,4	3,5
Pertes par le ruisseua	0,7	1,4
Accumulation annuelle	+1,7	+2,1

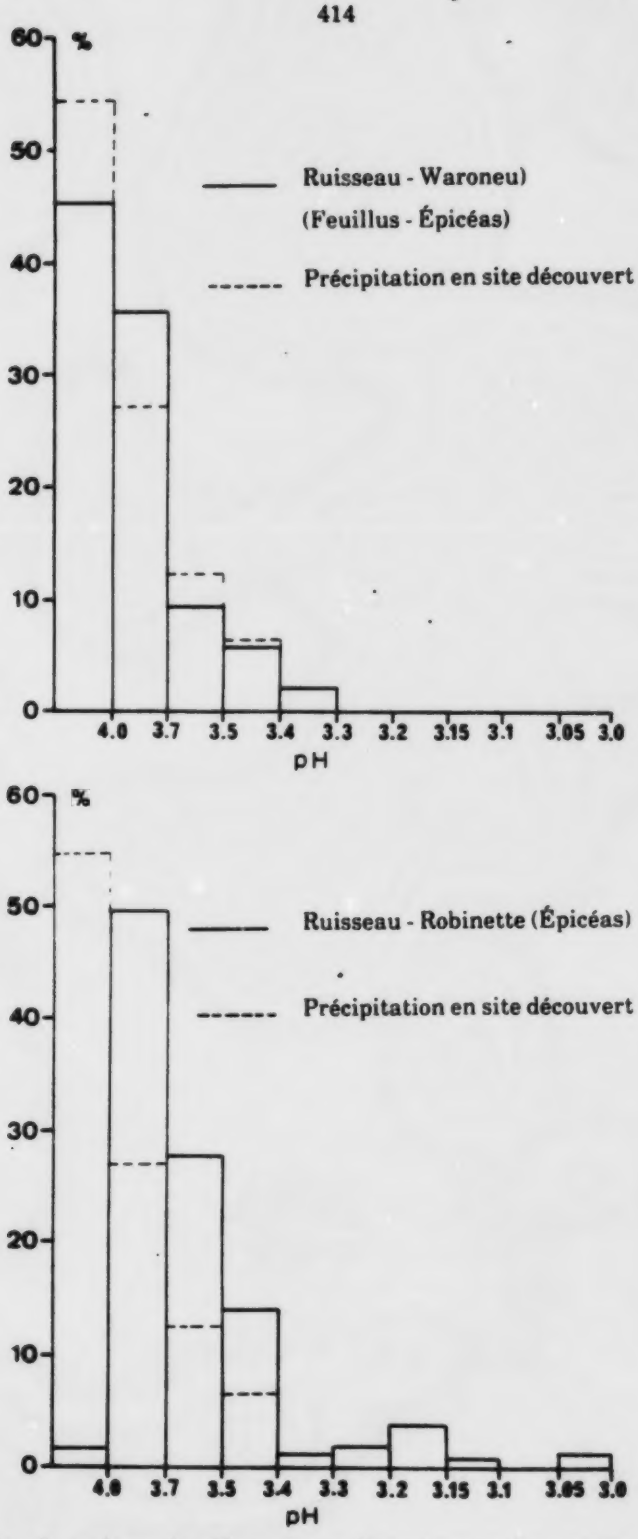


Figure 4. Répartition des valeurs du pH au niveau des ruisseaux des vassins versants de Waroneu et Robinette (n = 850).

Discussion

Les résultats de la présente étude démontrent clairement que les deux bassins versants boisés de Haute Ardenne (Belgique) reçoivent des quantités considérables d'acidité par les précipitations. De plus, au niveau des pluviolessivats, cette acidité s'accentue par l'interception des dépôts secs et gazeux par le couvert végétal. Cette interception est sensiblement plus importante dans les peuplements de conifères que dans les feuillus comme l'ont également noté des études antérieures (Nihlgard, 1970; Mayer et Ulrich, 1977). Une acidification supplémentaire par minéralisation de la matière organique semble dépendre non seulement de la nature des horizons holorganiques mais aussi de leur épaisseur. En effet, ces deux facteurs régissent l'efficacité des processus microbiens et physico-chimiques à l'intérieur des horizons holorganiques (Dwyer et Merriam, 1981; Buldgen et al., 1983). La minéralisation de la matière organique ne semble pas se traduire par devantage d'acidité dans les peuplements de conifères que dans les peuplements de feuillus.

Comme d'acidification par minéralisation de la matière organique est limitée comparé aux apports de H^+ atmosphériques, l'acidité des précipitations et la capacité du couvert forestier d'intercepter les dépôts secs et gazeux sont deux importants facteurs dans la déterminations des apports de H^+ dans un bassin versant forestier.

L'acidification des eaux des ruisseaux est plus importante dans le bassin versant de Robinette. Cette constation est en relation avec des apports de H^+ supérieurs, que favorise le couvert de résineux de ce bassin versant. Toutefois, comme nous l'avons déjà noté, les deux bassins versants ont une hydrogéologie différente. Les pertes d'eau par écoulement souterrain sont plus importantes dans le bassin versant de Robinette que dans le bassin versant de Waroneu. Par conséquent, le temps de résidence de l'eau à l'intérieur du bassin versant de Robinette est plus court que dans le bassin versant de Waroneu. En conséquence, l'on peut supposer que les réactions tampons sont plus efficaces dans le bassin versant de Waroneu, mais que les ions H^+ quittent le bassin versant de Robinette plus rapidement. Ces observations concordent avec celles de Nilsson et al., (1982) et nous constatons que le bassin versant de Waroneu accumule 71 pour 100 des apports de H^+ tandis que seulement 60 pour 100 des apports de H^+ sont neutralisés dans le bassin versant de Robinette. Donc, les deux bassins versants captent d'importantes quantités d'ions H^+. Cette accumulation est sans doute le résultat de déplacements ioniques et de réactions d'altération (Cronan et Schofield, 1979; Lewis et Grand, 1979). L'on peut s'interroger sur les effets à long terme qu'aura cette accumulation sur les écosystèmes forestiers. Cet aspect a été souligné dans plusieurs études (Abrahamsen et al., 1976; Ulrich et al., 1980).

Enfin, il faut noter que, dans la présente étude, il n'a pas été tenu compte de l'acidification par l'absorption des cations par les arbres. En fait, le taux d'acidification par ce moyen dépend beaucoup de la nature (NH_4^+ ou NO_3^-) de l'utilisation de l'azote (Ulrich, 1981) et demeure par conséquent difficile à évaluer.

Remerciements

Ce travail fait partie d'un programme interdisciplinaire appuyé par le ministère des Affaires wallonnes de Belgique.

Ouvrages de référence

Abrahamsen, G.; Horntvedt, R.; Tveite, B. 1976. Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. Water, Air and Soil Pollut. 8:57-73.

Buldgen, P.; Dubois, D.; Remacle, J. 1983. What is the part devoted to the microorganisms in the nutrient fluxes within forested ecosystems? In New trends in soil biology. Publié par Ph. Lebrun, H-M. André, A. De Medts, C. Grégoire-Wibo et G. Wauthy. Actes du VIII. Colloque international de pédo-zoologie. Louvain-la-Neuve (Belgique). Pages 109-115.

Bonneau, M.; Brethes, A.; Nys, C.; Souchier, B. 1976. Influence d'une plantation d'épicéas sur un sol massif central. Lejeunia 82:1-14.

Cronan, C.S.; Schofield, C.L. 1979. Aluminium leaching response to acid precipitation: Effect on high elevation watersheds in the northeastern. Science 204:304-306.

Dwyer, L.M.; Merriam, G. 1981. Influence of topographic heterogeneity on deciduous litter decomposition. Oïkos 37:228-238.

Johnson, D.W.; Turner, J.; Kelly, J.M. 1982. The effects of acid rain on forest nutrient status. Water Resour. Res. 18:449-461.

Lewis, W.M.; Grant, M.C. 1979. Changes in the output of ions from a watershed as a result of acidification of precipitation. Ecol. 60:1093-1097.

Mayer, R.; Ulrich, B. 1977. Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulphur and nitrogen compounds: Its role in the element balance and effect on soil. Water, Air and Soil Pollut. 7:409-416.

Nihlgard, B. 1970. Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a beech and a spruce forest in Sweden. Oïkos 21:208-217.

Nihlgard, B. 1971. Pedological influence of spruce planted on former beech forest in Scania, South-Sweden. O"ikos 22:302-314.

Nilsson, N.I.; Miller, H.G.; Miller, J.D. 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification. An examination of the concepts. Oïkos 39:40-50.

Nys, C. 1981. Modifications des caractéristiques physico-chimiques d'un sol brun acide des Ardennes primaires par la monoculture d'Epicéa commun. Ann. Sci. forest. 38:237-258.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe. Soil Sc. 130:193-200.

Ulrich, B. 1981. Theoretische Betrachtung des Ionkreislaufes in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144:647-659.

Caractéristiques du sol et de l'assise rocheuse de l'est du Canada: dépôts acides et incidence sur la productivité de la forêt

D.W. Cowell et A.E. Lucas
Direction générale des terres
Région de l'Ontario, Environnement Canada
Case postale 5050, Burlington, Ontario

Résumé

Les données disponibles sur les sols et l'assise rocheuse de l'est du Canada (est de l'Ontario/frontière du Manitoba) ont été réunies en huit cartes représentant cinq types de terrains dominants. Trois de ces cinq catégories décrivent la texture dominante du sol: sable, loam et argile. Les sols organiques et le terrain stérile ($\geq$75 pour 100 d'affleurements d'assise rocheuse) constituent les deux autres catégories. Étant donné l'absence de relation de cause à effet démontrée entre les dépôts acides et les effets sur la forêt, il semble préférable de cartographier les caractéristiques du terrain plutôt que la sensibilité de la productivité forestière. Des interprétations de la sensibilité théorique sont données pour ce qui est de la sensibilité: 1) à la perte en cations basiques, 2) à l'acidification du sol et 3) à la solubilisation de l'aluminium. Ces sensibilités sont basées sur les propriétés pédologiques (pH et CEC) prévues ou probables pour chaque carte. Il est probable que les régions cartographiées comme étant du sable sur un type de roche quelconque ou du loam sur du granit (surtout des brunisols et des podzols acides) sont les plus sensibles en matière de productivité forestière. Cette interprétation présume que la solubilisation de Al^{3+} et la perte de quantités même minimes de cations d'éléments nutritifs sont les facteurs les plus significatifs dans ceux qui sont susceptibles d'avoir des incidences sur les systèmes forestiers. La carte de travail est toutefois suffisamment souple pour permettre d'autres interprétations.

Introduction

Le lien existant entre les dépôts acides anthropogènes et leurs effets sur la productivité forestière sont mal définis. Même si une relation de cause à effet reste encore à prouver scientifiquement, les preuves circonstancielles s'accumulent. Ulrich et al. (1980) ont démontré que, depuis quelques années, il s'est produit un dépérissement terminal grave chez le bouleau (*Fagus silvatica*) dans des régions d'Allemagne de l'Ouest recevant d'importants apports d'ions hydrogène (H^+). Ce phénomène a été attribué aux émissions d'anhydride sulfureux (SO_2). L'on croit que la concentration élevée d'ions aluminium (Al^{3+}) dans la solution du sol (résultat d'apports d'ions H^+ dans le sol) est toxique pour les fines racines de ces arbres et en cause la mort prématurée. Les niveaux élevés de Al^{3+} ont été mesurés dans des sols à Panther Lake dans les montagnes Adirondacks dans l'état de New-York et au mont Moosilaukee, au New-Hampshire (Cronan et Schofield 1979; Cronan 1980; McFee et Cronan 1982). Johnson et Siccama (1983) ont déterminé une diminution importante de la largeur des cernes de l'épinette rouge (*Picea rubus*) depuis les 20 dernières années à divers endroits dans le nord-est des États-Unis. Comme l'ont noté McFee et Cronan (1982), il est par conséquent très probable que «... si les rapports actuels de SO_4^{2-}, NO_3^- et d'acide remplacent des siècles d'apports moins acides et plus faibles en SO_4^{2-}, et NO_3^-, de nouvelles tendances apparaîtront et un nouvel équilibre entre les gains, les pertes et la productivité s'établira». Les mécanismes précis selon lesquels se produira un changement dans la forêt de même que l'aire géographique probable où ces effets seront observés sont encore à déterminer.

Il y a de nombreux mécanismes par lesquels les dépôts acides anthropogènes peuvent affecter la productivité forestière. L'acidification du sol vient en tête de liste car elle peut avoir des effets directs sur les racines ainsi que des effets indirects par le biais de la toxicité de Al^{3+}, de la perte en cations basiques, de la diminution du phosphate assimilable, de changements dans la décomposition et

l'équilibre de l'azote en relation avec des modifications de la diversité et de l'abondance d'espèces de microorganismes et ainsi de suite (Aber et al. 1982; McFee et Cronan 1982). Des changements de la productivité de la forêt peuvent être amorcés par n'importe lequel de ces mécanismes, par les conditions climatiques et environnementales ou par toute combinaison de mécanismes d'acidification, de facteurs climatiques et locaux. Il est donc extrêmement difficile d'isoler les relations de cause à effet entre la productivité de la forêt et les dépôts atmosphériques dans les écosystèmes naturels.

Sensibilité terrestre

La sensibilité terrestre a été définie en termes de productivité forestière (Cowell et al. 1981) et en termes d'acidification du sol (Wiklander 1973-74, 1980). Dans les deux cas, on a fait ressortir les effets à l'intérieur du sol. D'après Cowell et al. (1981), les sols dont le pH est faible sont les plus sensibles étant donné que ce sont eux qui ont déjà les plus petites réserves de cations nutritifs. L'on suppose que des pertes supplémentaires de cations nutritifs, si minimes soient-elles auraient des effets significatifs sur la productivité de la forêt dans ces systèmes pédologiques acides. Cette évaluation de la sensibilité concentrée sur les 25 cm supérieurs du profil de sol où (du moins dans les écosystèmes boréaux) la redistribution des éléments nutritifs est des plus efficaces. L'on sait que les sols acides adsorbent activement le SO_4^{2-}, réduisant ainsi la mobilisation des cations. On les juge moins sensibles que les sols qui n'adsorbent pas les sulfates (Johnson et Cole 1977; Singh et al. 1980).

D'après le concept de sensibilité proposé par Wiklander (1973-74, 1980), les sols sableux modérément acides, non calcaires (pH 5-6) ayant une faible capacité d'échange cationique seraient les plus sensibles. Wiklander a déterminé ses critères à partir d'études faites en laboratoire par lesquelles is a trouvé que l'efficacité du déplacement des cations H^+ était grandement diminuée à mesure que s'abaissaient la saturation en bases et le pH. Par conséquent, pour un apport de H^+ donné, les sols très acides libéreraient moins de cations et sont donc classés comme moins sensibles que les sols modérément acides. Les sols modérément acides ayant une faible capacité d'échange cationique (c'est-à-dire moins de pouvoir tampon par site d'échanges) connaîtraient un changement de pH plus rapide que les sols très acides ayant la même capacité d'échange. Cette évaluation du potentiel d'acidification d'un sol, selon laquelle les sols plus sensibles sont ceux dont les propriétés inhérentes subissent les plus grands changements est spécifiquement une évaluation de la sensibilité du sol. Aucune relation de cause à effet avec les systèmes végétatifs ou aquatiques n'est précisée.

Si l'on présume qu'une réduction de la productivité forestière est le résultat de dépôts acides minéraux anthropogènes, il faut alors prendre en considération le mécanisme d'action possible afin d'évaluer la sensibilité d'un écosystème forestier. Le terme «sensibilité» peut porter à confusion. Il est impossible de définir une cote de sensibilité globale qui comprendrait tous les effets et mécanismes possibles. Différentes propriétés d'un écosystème ou différents écosystèmes seront souvent affectés de diverses façons par le même polluant, selon l'interprétation donnée au terme «sensibilité». Par exemple, un sol donné peut etre très sensible au lessivage des cations basiques mais insensible à la solubilisation de Al^{3+}. Il est donc nécessaire de définir soigneusement les propriétés de l'écosystème envisagé. Pour cette raison, et en l'absence d'une définition de cause à effet concluante, il est préférable de cartographier les propriétés fondamentales d'un écosystème lorsqu'il s'agit d'établir une carte de la sensibilité. L'interprétation adéquate des nombreux sens possibles du terme sensibilité peut se faire de façon distincte et être mise à jour ou modifiée au fur et à mesure de l'obtention de nouvelles preuves. Cette méthode de cartographie de la sensibilité a été appliquée dans l'est du Canada.

Méthode de cartographie

Au Canada, particulièrement dans le Bouclier canadien, les sols sont d'épaisseur très variable, allant souvent de minces à discontinus. La croissance des forêts, dans ces régions, dépend de l'assise

rocheuse pour fournir à la fois le substrat et le seul «réservoir» de cations nutritifs. L'évaluation des terres, au Canada, doit inclure à la fois de l'information sur les sols et sur l'assise rocheuse. La figure 1 illustre les combinaisons de caractéristiques de sols et d'assises rocheuses pouvant être interprétées en termes de sensibilité terrestre. Il s'agit d'une version généralisée d'une carte de travail plus détaillée établie à l'intention du groupe de travail 1 (Évaluation des répercussions) du Memorandum déclaratif d'intention États-Unis - Canada (MOI 1983). À l'origine, la carte avait été établie à l'échelle de 1:1 000 000; certains détails ont été sacrifiés à l'échelle reproduite ici (approximativement 1:10 000 000). Le concept et la méthode employés dans la cartographie de facteurs multiples sont décrits en détail dans le Memorandum déclaratif d'intention (1983) ainsi que dans Lucas et Cowell (1983). Les facteurs terrestres inclus dans la cartographie sont ceux qui ont été suggérés par Cowell et al. (1981). Les facteurs ainsi que leurs sources de données correspondantes apparaissent au tableau 1. En raison de l'absence de données sur la chimie des sols, pour les sols à l'extérieur des régions agricoles limitées du Canada, la texture et l'épaisseur des sols par rapport aux données sur les carbonates ont été utilisées (tableau 1). Ce sont les seuls substituts disponibles pour la chimie des sols à l'échelle de la compilation (1:1 000 000).

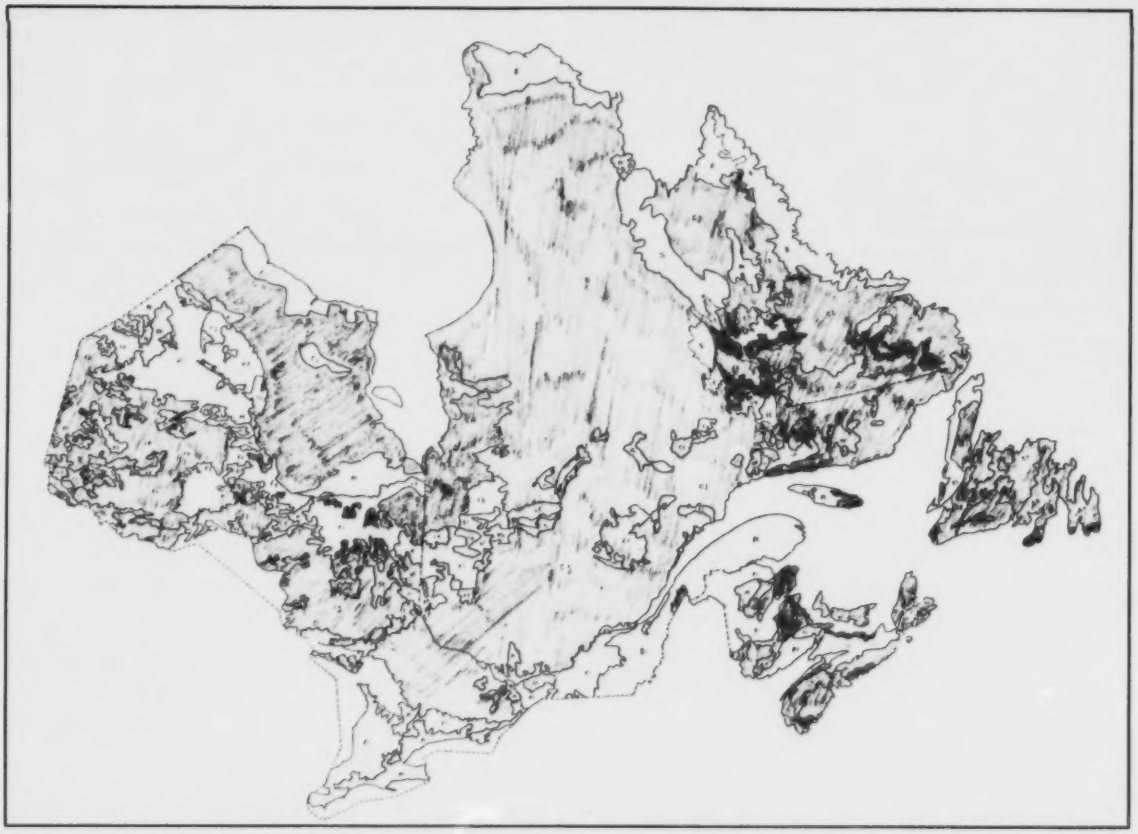
La figure 1 a été établie en recombinant les 62 classes de terrains cartographiés sur la carte de travail à l'échelle de 1:1 000 000 en huit unités cartographiques représentant diverses combinaisons de sols et de sols/assise rocheuse qui pourraient être facilement montrés à l'échelle reproduite ici. Elles ont été ensuite regroupées en cinq catégories de sols pour en faciliter l'interprétation: 1) sols organiques; 2) régions stériles ($\geq$75 pour 100) d'affleurements d'assise rocheuse; 3) sol sableux; 4) sol loameux et 5) sol argileux.

Discussion

Le tableau 2 démontre les huit unités cartographiques illustrées à la figure 1 de même que le type d'assise rocheuse et de texture de sol correspondant. Deux classes de sol adsorbeurs de sulfate (C_2 et D_2) sont aussi énumérées pour rendre le tableau complet même si elles n'ont pas été portées sur les cartes. Pour chaque unité cartographique ayant $\geq$75 pour 100 d'assise rocheuse exposée, on a montré les combinaisons de pH de sol et de CEC les plus probables. Pour chaque unité cartographique et chaque ensemble de propriétés pédologiques prévues, on donne l'interprétation de la sensibilité théorique en matière de perte de cations basiques, d'acidification du sol et de solubilisation de Al^{3-}. Ces interprétations ne sont destinées qu'à servir de guide et peuvent devoir être modifiées au fur et à mesure que des données empiriques seront obtenues. Les sensibilités sont relatives en termes d'ampleur des changements pédologiques. Par exemple, un changement léger du pH d'un sol acide (faible sensibilité à l'acidification) peut donner lieu à un accroissement important de la solubilité de l'aluminium (sensibilité modérément élevée). Le tableau 2 ne porte que sur les propriétés du sol; la sensibilité de la productivité forestière n'est pas indiquée.

Sols organiques

Les sols organiques dominent les unités cartographiques dans 14,1 pour 100 de l'est du Canada. Pour autant qu'il existe, l'effet des dépôts acides sur ces sols est incertain. Dans le tableau 2, ils sont interprétés en fonction d'une CEC élevée et d'un pH faible. Les sensibilités illustrées vont de faible à modérée pour les trois effets sur le sol. Ceci présume que les sols ont une faible teneur en cations basiques et en métaux (Al^{3+}). Il est à noter que la tourbe et l'eau du sol de nombreux dépôts organiques ont un pH très supérieur à 5. Presque la moitié des sols organiques reposent sur une assise rocheuse carbonatée (6,5 pour 100). Ceux-ci se rencontrent surtout dans les Basses terres de la baie d'Hudson où l'on retrouve de grandes étendues de sols tourbeux minérotrophes, particulièrement dans les régions côtières (Sims et al. 1982). Les sols tourbeux des Basses terres n'ont cependant pas de peuplement forestier commercialisable.



	SOIL CATEGORY	TERRAIN CHARACTERISTICS	MAP AREA km²	% Eastern Canada
	Organic Soils (predominantly Organic and Gleysols)	Organic soils covering >25% of map unit overlying bedrock types 1, 2, 3 or 4	441,841	14.11
	Barren	Type 1, 2, 3 or 4 bedrock exposed in >75% of map unit	108,735	3.47
C1	Sand or No Lime (predominantly acid Podzols)	C1 - Soils >25cm thick overlying type 1, 2 or 3 bedrock	435,888	13.91
C2		C2 - Soils >25cm thick overlying type 4 bedrock	1,362,454	43.42
D1 / DL	Loam or Low Lime	D1 - Soils >25cm thick overlying type 1, 2 or 3 bedrock	287,163	9.16
D2		D2 - Soils >25cm thick overlying type 4 bedrock	184,887	5.89
E1	Clay or High Lime (predominantly Luvisols and Gleysols)	E1 - Soils >25cm thick overlying type 1, 2 or 3 bedrock	190,842	9.08
E2		E2 - Soils >25cm thick overlying type 4 bedrock	116,260	3.71

Bedrock sensitivity classes were defined by Shilts et al. (1981) on the basis of lithology.

Type 1 - Limestone, marble, dolomite.

Type 2 - Carbonate-rich siliceous sedimentary; shale, limestone; non-calcareous siliceous with carbonate interbeds; shale, siltstone, dolomite; quartzose sandstone with carbonates.

Type 3 - Ultramafic rocks, serpentine, non-calcareous siliceous sedimentary rocks; black shale, slate, chert, gabbro, anorthosite gabbro, diorite, basaltic and associated sedimentary; mafic volcanic rocks.

Type 4 - Granite, gneiss, quartzose sandstone, syenitic and associated alkalic rocks.

Figure 1

Tableau 1. Facteur terrestres et limites des critères associés pour l'évaluation de la sensibilité de la productivité forestière (d'apres Cowell et al. 1981)

Facteurs terrestres	Sensibilité		
	Faible	Modérée	Élevé
Chimie du sol			
i) Succédanné de bases séchangeables:	> 15 meq/100 g	6 à 15 meq/100 g	< 6 meq/100 g
(a) Famille granulométrique et pH dans l'eau	argileux, > pH 5,0 loameux, > pH 5,5 tous les sols calcaires	argileux, pH 4,5 à 5,0 loameux, pH à 5,5 sableux, >pH 5,5	argileux, <pH 4,5 loameux, < pH 5,0 sableux, < pH 5,5
(b) Texture	argile, argile limoneuse, argile sableuse (> 35 %) d'argile)	loam limoneux-argileux, loam argileux, loam sableux-argileux, loam limoneux, loam (10 à 35 % d'argile)	limon, loam sableux, sable loameux, sable (< 10%d'argile)
(c) Capacité d'échange cationique	> 25 meq/100g	10 à 25 meq/100g	< 10 meq/100g
ii) Capacité d'adsorption de SO_4^{2-}	adsorption élevé de sulfate: teneur faible en matière organique *et* teneur élevé en Al_2O_3 et/ou $Fe_2O_3 + Fe_3O_4$	———	fabile adsorption de sulfate: teneur élevée en matière organique *et/ou* faible teneur en Al_2O_3 et/ou $Fe_2O_3 + Fe_3O_4$
Épaisseur du sol[a]	> 25 cm	> 25 cm	< 25 cm
Matériau sous-jacent			
i) Matériau originel ii) Assise rocheuse	Carbonaté calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques, roches calcaires, roches carbonatées interstratifiées de roches non carbonatées	Non carbonaté roches volcaniques, schistes, grauwacke, grès, roches ultrabasiques, gabbro, schiste argileux, métaéquivalents	Non carbonaté granit, gneiss granitique, orthoquartzite, syénite

[a]Lorsque l'épaisseur du sol est inférieure à 25 cm, le matériau sous-jacent a été incorporé

Tableau 2. Sensibilité possible à la perte de cations basiques, à l'acidification du sol et à la solubilisation de l'aluminium, par propriété pédologique prévue, selon la définition donnée par unité cartographique pour l'est du Canada

Unité cartographique	Type d'assise rocheuse	Catégorie de sol	Propriétés pédologiques prévues		Sensibilité		
			pH	CEC	Base-cation loss	Soil acidification	Aluminum solubilization
A	1,2,3 ou 4	Organique	< 5	Élevée	Faible–Modérée(?)	Faible(?)	Faible–Modérée(?)
B	1				Élevée	Faible–Modérée	Faible–Modérée
	2,3				Élevée	Élevée	Modérée
	4				Modérée	Faible	Élevée
C_1	1,2 ou 3	Sable	> 5	Faible	Élevée	Faible–Modérée	Faible–Modérée
C_2**	4	Sable	< 5	Élevée	Modérée	Faible	Modérée–Élevée
			< 5	Faible	Modérée	Faible	Élevée
C_2	4	Sable	< 5	Élevée	Faible	Modérée	Modérée–Élevée
			< 5	Faible	Faible	Élevée	Élevée
D_1	1,2 ou 3	Loam	> 6	Faible	Élevée	Faible–Modérée	Faible–Modérée
			> 6	Élevée	Élevée	Faible	Faible
D_2	4	Loam	< 5	Élevée	Modérée	Faible	Modérée–Élevée
			< 5	Faible	Modérée	Faible	Élevée
			5–6	Élevée	Élevée	Modérée	Modérée
			5–6	Faible	Élevée	Élevée	Modérée
D_2**	4	Loam	< 5	Élevée	Faible	Modérée	Modérée–Élevée
			< 5	Faible	Faible	Élevée	Élevée
E_1	1,2 ou 3	Argile	> 6	Élevée	Élevée	Faible	Faible
E_2	4	Argile	> 6	Élevée	Élevée	Faible	Faible

* Les classes de sensibilité de l'assise rocheuse ont été définies par Shilts et al. (1981) sur la base de la lithologie.

Type 1 – Calcaire, marbre, dolomite.

Type 2 – Sédimentaire silicieux riche en carbonates: chiste, calcaire; siiceux non calcaire avec interstratifications carbonatées: schiste, aleuronite, dolomite; grès quartzeux avec carbonates.

Type 3 – Roche ultrabasiques, serpentine, roches sédimentaires siliceuses non calcaires: schiste noir, ardoise, chert; gabbro; anorthosite: gabbro, diorite; sédimentaire balsatique et associé: roches volcaniques mafiques.

Type 4 – Granit, gneiss, grès quartzeux, roches basiques syenitiques et associées.

** Sols adosrbeurs de sulfate.

Régions stériles

Ces régions sont dominées ($\geq$ 75 pour 100) par l'assise rocheuse exposée. L'interprétation de la sensibilité (tableau 2) est basée sur la lithologie de l'assise rocheuse et ne tient pas compte des différences dans le taux d'altération. La plupart de ces régions stériles s'étendent au-delà de la ligne forestière et présentent peu d'intérêt en matière de productivité forestière. Elles constituent environ 3,5 pour 100 de l'est du Canada (figure 1).

Sable ou sols sans carbonate de calcium

Ces sols (C_1 et C_2) occupent plus de 57 pour 100 de l'est du Canada et comprennent certaines des régions forestières les plus importantes au plan commercial; du sable sur du granit (C_2) constitue la plus importante classe unique (43 pour 100). Selon la carte des sols du Canada (Clayton et al. 1977), ces régions sont principalement composées de podzols humo- ferriques, de «terrains rocheux» ($\geq$60 pour 100 d'assise rocheuse exposée) et de brunisols dystriques. Ces types de sols (particulièrement les sols C_2) ont des horizons superficiels acides (pH $<$5,5, principalement $<$5). On considère donc qu'ils ont une faible sensibilité à l'acidification, une sensibilité modérée à la perte de cations basiques et une sensibilité de modérée à élevée en matière de solubilisation de Al^{3+}. Certains secteurs des sols C_1, particulièrement ceux qui recouvrent une assise rocheuse carbonatée, ont probablement un pH plus élevé. Ils ont donc un plus grand potentiel de pertes de cations basiques, mais seulement un potentiel de faible à modéré en matière d'acidification ou d'accroissement de la mobilité de l'aluminium.

Les podzols des régions boréales et septentrionales tempérées se caractérisent par l'accumulation de matière organique et de sesquioxydes de Fe et Al (Stobble 1968). Même si une teneur élevée en Fe et Al est une propriété reconnue pour favoriser l'absorption de sulfate (Johnson et Cole, 1977), l'abondance de matière organique tend à bloquer tout processus d'absorption (Johnson et Henderson 1979). Les podzols à faible pH et à CEC élevée de l'est du Canada n'adsorbent probablement pas de sulfate de façon importante car leur CEC est surtout contrôlée par la matière organique. Pour l'instant, toutefois, il y a très peu de preuves empiriques concernant la capacité d'absorption de sulfate des sols canadiens.

Sols loameux ou à faible teneur en carbonate de calcium

Les sols D_1 et D_2 occupent environ 15 pour 100 de l'est du Canada, et se retrouvent surtout dans le nord-ouest et le sud de l'Ontario, le sud du Québec et le Nouveau-Brunswick. Ils ont été cartographiés par Clayton et al. (1977) surtout comme podzoliques et brunisoliques. Ces sols ont des propriétés très variées, allant de très acides (dans les régions boréales) à basiques (ceux qui recouvrent des carbonates).

Argile ou sol à forte teneur en carbonate de calcium

Ces sols, que l'on retrouve surtout en Ontario, recouvrent 9,7 pour 100 de l'est du Canada. On juge qu'ils ont une faible sensibilité à l'acidification et à la solubilisation de Al^{3+}. Toutefois, leur sensibilité à la perte de cations basiques est élevée. Selon la carte des sols du Canada (Clayton et al. (1977), il s'agit surtout de luvisols gris et de gleysols (riches en argile et/ou soumis à des inondations périodiques ou saisonnières).

Incidences sur la productivité forestière

La figure 1 illustre les combinaisons de textures de sols et de types d'assise rocheuse dans l'est du Canada. La texture des sols est incluse à titre de succédané de la chimie des sols, comme l'ont suggéré Cowell et al. (1981) et Lucas et Cowell (1983). Selon ce schéma, les sols sableux représentaient les sols à faible pH et à faible CEC et on leur a accordé une forte cote de sensibilité en

matière de productivité forestière (tableau 1). L'on reconnaît, toutefois, que de nombreux sols loameux, particulièrement les tills loameux des régions forestières boréales et mixtes ont un faible pH (≤5,0) dans les 25 cm supérieurs du profil (classe D_2, tableau 2).

Il semblerait que les régions les plus sensibles de l'est du Canada en matière de productivité forestière soient celles qui ont été cartographiés C_1, C_2 et D_2 (figure 1). L'on juge que ces sols ont le plus grand potentiel de mobilisation de Al^{3+} étant donné que les podzols et les brunisols les plus acides de l'est du canada ont les quantités les plus élevées de sesquioxydes de Fe et Al. Comme il a déjà été mentionné, l'absorption de SO_4^{2-} ne joue pas un rôle important dans les sols glaciaires jeunes (Abrahamsen 1980). Le tableau 2 indique que ces sols ont une sensibilité de faible à modérée à la perte de cations basiques. Ceci est en relation avec des pertes que l'on prévoit plus élevées dans les sols plus riches en cations basiques. Les sols à faible pH étant déjà pauvres en ces éléments nutritifs, l'on présume que toute perte supplémentaire aurait des conséquences graves sur la productivité forestière.

Même si les régions cartographiées comme C_1, C_2 et D_2 sont considérées les plus sensibles en matière de productivité forestière, cette sensibilité n'est pas égale dans toutes les régions cartographiées. Les effets dépendent de la concentration et de la quantité totale d'acide reçue; les régions forestières les plus vulnérables sont celles qui sont cartographiées comme C_1, C_2 ou D_2 dans des secteurs recevant les plus fortes charges acides. Généralement, les charges augmentent vers le sud et le sud-est; le sud et le centre de l'Ontario, le sud du Québec et les Maritimes ont les plus forts impacts. La figure 1 peut être comparée aux cartes de charges de polluants présentés dans le rapport du groupe de travail 1 du Mémorandum déclaratif d'intention (MOI 1983) dans le but d'établir une relation entre les conditions sol-assise rocheuse et le modèle des dépôts dans l'est du Canada. À l'heure actuelle, nous ne savons pas quelle dose de charge produira des effets.

Conclusion

Il ne fait aucun doute que les dépôts acides sont un stress pour les écosystèmes forestiers par le biais de processus directs et indirects. La seule question qui se pose a trait à la gravité du stress pour la productivité à long terme, particulièrement lorsqu'il vient s'ajouter aux stress occasionnés par le climat, l'exploitation forestière, les insectes et les maladies fongiques et les autres polluants. La carte de travail dont est tirée la figure 1 (MOI 1983) est suffisamment souple pour permettre d'autres interprétations que celles qui sont données ici en matière de sensibilité de la productivité forestière.

Ouvrages de référence

Aber, J.D.; Hendrey, G.R.; Francis, A.J.; Botkin, D.B.; Melillo, J.M. 1982b. Potential effects of acid precipitation of soil nitrogen and productivity of forest ecosystems. Pages 411-434 *in* F.M. D'Itri, éd. Acid precipitation, effects on ecological systems. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Abrahamsen, G. 1980. Impact of atmospheric sulphur deposition on forest ecosystems. Pages 397-416 *in* D.S. Shriner, C.R. Richmond et S.E. Sindberg, éd. Atmospheric sulphur deposition: environmental impact and health effects. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Clayton, J.S.; Ehriich, W.A.; Cann, D.B.; Day, J.H.; Marshall, J.B. 1977. Soils of Canada. Direction générale de la recherche, Agriculture Canada, Ottawa, Ontario. 2 vol. et cartes.

Cowell, D.W.; Lucas, A.E.; Rubec, C.D.A. 1981. Établissement d'une échelle de vulnérabilité écologique aux précipitations acides: étude d'impact. Document de travail nº 10, Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa, Ontario. 42 p.

Cronan, C.S. 1980. Solution chemistry of a New Hampshire subalpine ecosystem: A biogeochemical analysis. Oikos 34:272-281.

Cronan, C.S.; Schofield, C.L. 1979. Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the northeast. Sci. 204(20):304-306.

Johnson, A.H.; Siceama, T.G. 1983. Recent changes in the growth of forest trees in the northeastern United States. Communication présentée à la Conférence internationale sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec. Juin 1983.

Johnson, D.W.; Cole, D.W. 1977. Anion mobility in soils: relevance to nutrient transport from terrestrial to aquatic ecosystems. EPA-600/3-77-068, United States Environmental Protection Agency, Corvallis Environmental Research Laboratory, Corvallis, Orégon.

Johnson, D.W.; Henderson, G.S. 1979. Sulfate absorption and sulfur reactions in a highly weathered soil under a mixed deciduous forest. Soil Sci. 128:34-40.

Lucas, A.E.; Cowell, D.W. 1983. A regional assessment of sensitivity to acidic deposition for eastern Canada. Proc. Symposium on Acid Precipitation, Ann Arbour Science, American Chemistry Society, Las Vagas, Nevada, 1982.

McFee, W.W.; Cronan, C.S. 1982. The action of wet and dry deposition components of acid precipitation on litter and soil. Pages 435-452 *in* F.M. D'Itri, éd. Acid precipitation, effects on ecological systems. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Mémorandum déclaratif d'intention (MOI). 1983. Groupe de travail 1, Évaluation des répercussions. G.E. Bangay et C. Riordan (Co-présidents). Rapport final Mémorandum déclaratif d'intention Canada/États-Unis sur la pollution atmosphérique transfrontière.

Shilts, W.W.; Card, K.D.; Poole, W.H.; Sandford, B.V. 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides: modifications dues aux phénomènes glaciaires. Étude 81-14, Commission géologique du Canada. Ottawa, Ontario.

Sims, R.A.; Cowell, D.W.; Wickware, G.M. 1982. Classification of fens near southern James Bay, Ontario, using vegetational physiognomy. Journ. can. de botanique. 60(12):2608- 2623.

Singh, B.R.; Abrahamsen, G.; Stuanes, A. 1980. Effect of simulated acid rain on sulfate movement in acid forest soils. Soil Sci. Soc. of Am. J. 44:75-80.

Stobble, P.C. 1968. Characteristics and genesis of podzol soils. Pages 158-164 *in* R.E. Leggat, éd. Soils in Canada. Société royale du Canada. Publication spéciale nº 3, University of Toronto Press, Toronto, Ontario.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. Soil Sci. 130(4):193-199.

Wikiander, L. 1983/74. The acidification of soil by acid precipitation. Grundforbattring 26:155-164.

Wikiander, L. 1980. The sensitivity of soils to acid precipitation. Pages 553-568 *in* T.C Hutchnison et M. Havas, éd. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New-York, New-York.

Expérience ayant pour but de déterminer la sensibilité d'un sol aux dépôts acides

D.E. Dimma, M.A. Griffith et S.N. Linzon
Ministère de l'Environnement de l'Ontario
Étude sur les précipitations acides en Ontario
Direction générale des ressources atmosphériques
Section de phytotoxicologie
Toronto (Ontario)

Résumé

Dans le cadre d'une expérience, des horizons de sols de surface provenant de divers types de sols en Ontario ont été combinés avec des réactifs acides (nitrique, sulfurique, nitrique-sulfurique et pluie simulée). Le pH du sol a ensuite été mesuré pour déterminer la sensibilité relative des sols à l'acidification. Les échantillons de surface recueillis de profils de sols podzoliques avaient un pH inférieur à 4,5. Ils étaient les moins sensibles à l'acidification, peut-être en raison de l'abondance de matière organique. Combinés avec des réactifs acides, les sols de surface d'un pH supérieur à 4,5 ont démontré une plus grande diminution du pH que les sols podzoliques, dans les mêmes conditions. C'est l'indice que les sols moins acides ont un pouvoir tampon plus faible. Dans un même échantillon, la diminution du pH du sol dépendait en grande partie du type d'acide ajouté. En général, l'acide nitrique a été le plus efficace pour abaisser le pH de ces sols de surface, tandis que l'acide sulfurique a été le moins efficace. D'autres expériences à l'aide d'horizons du sous-sol seront nécessaires pour évaluer pleinement la sensibilité des sols aux apports d'acidité en provenance de l'atmosphère.

Introduction

L'examen de la sensibilité d'un sol à l'acidification est essentiel à l'étude des effets des précipitations acides sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Le sol sert de réservoir ou de source d'éléments nutritifs aux écosystèmes aquatiques. C'est également un substrat dont dépend la croissance végétative. Les divers types de sols réagissent différemment à l'acidification en raison de leurs propriétés chimiques et physiques. D'après Wiklander (1973/74), les sols brunisoliques (de légèrement à moyennement acides) peuvent être plus sensibles à l'acidification d'origiine atmosphérique que les sols extrêmement acides, comme les podzols. D'après d'autres chercheurs, Wang et Coote (1981), McFee (1980), Cowel et al. (1981), les sols podzoliques peuvent être les plus sensibles à l'acidification atmosphérique en raison de la faible saturation en bases qui leur est inhérente.

La capacité d'un sol de résister aux changements de la concentration d'ions hydrogène s'appelle le pouvoir tampon du sol. La texture, la matière organique, les cations échangeables, la saturation en bases, la capacité d'échange cationique, la présence ou l'absence de carbonates, d'aluminium et d'hydroxyde de fer, le pouvoir d'absorption des anions et la minéralogie jouent un rôle complexe dans la détermination du pouvoir tampon total d'un sol. Tomlinson (1983) et Voigt (1980) donnent un compte rendu plus complet des principales sources de tampons dans des sols de différents pH.

On obtient une courbe du pouvoir tampon en établissant le graphique des valeurs du pH du sol par rapport à la concentration d'acidité ou d'alcalinité du réactif ajouté au sol. La capacité tampon d'un sol est illustrée par la pente de la courbe. Dans le passé, les courbes du pouvoir tampon ont surtout été utilisées par les agronomes pour déterminer les besoins en chaux d'un sol donné par la mesure de l'augmentation du pH du sol après des additions d'hydroxyde de calcium.

Une expérience à l'aide de la courbe du pouvoir tampon a été conçue pour évaluer la sensibilité relative de sols ontariens à l'acidification atmosphérique. Le pH du sol a été mesuré en présence de divers réactifs d'acidité croissante. La relation entre la pente de ces courbes et les propriétés physiques et chimiques des sols permettra d'établir la cote de sensibilité à l'acidification d'un sol de surface.

Matériel et méthodes

Les horizons superficiels provenant de divers types de sols du sud de l'Ontario ont été utilisés pour cette expérience. À l'été de 1982, des fosses pédologiques ont été creusées à des endroits relativement peu perturbés dans une variété de topographies puis décrites selon le Système canadien de classification des sols (1978). Quarante-quatre échantillons de surface (horizon Ah ou LFH) ont été recueillis pour ces expériences à l'aide des courbes du pouvoir tampon. Les échantillons de sols ont été séchés à l'air, broyés légèrement au mortier puis passés au tamis de 2 mm (maille nº 10 ASTM). Toutes les mesures du pH ont été effectuées sur la fraction ayant une granulométrie inférieure à 2 mm.

Des aliquotes de dix grammes de chacun des échantillons de sols ont été placées dans des béchers de 100 ml. Au sol d'un bécher, on a ajouté 40 ml d'eau distillée (pH de 5,6). Dans chacun des autres béchers, on a ajouté 40 ml d'acide nitrique dilué, d'acide sulfurique dilué, d'acide nitrique-sulfurique et de précipitant acide simulé à un pH de 4,0, 3,5, 3,0 ou 2,5. Les suspensions de sols ont été mélangées trois fois en 30 minutes puis on les a laissées équilibrer pendant une heure. Les mesures du pH ont été effectuées à l'aide d'un pH-mètre Orion (modèle 601A) et d'une sonde combinée de Fisher (nº 13-639-90). Le pont de référence a été placé dans le surnageant, non en contact direct avec les particules de sol. Lorsque le pH- mètre a été stabilisé, les valeurs du pH ont été enregistrées.

On a porté sur un graphique les valeurs du pH du sol dans l'eau distillée et dans les réactifs acides (pH de 4,0, 3,5, 3,0 et 2,5) en regard de la concentration, en milliéquivalents (me), d'ions H^+ ajoutés aux réactifs. Les quatre courbes du pouvoir tampon ont été portées sur un graphique à des fins de comparaison, en prenant le pH du sol dans l'eau distillée comme point de départ des courbes du pouvoir tampon de l'acide dilué.

Résultats et discussion

Une diminution du pH du sol était associée avec l'augmentation de l'acidité du réactif dans tous les échantillons. Dans la plupart des cas, le pH du sol n'a pas diminué de façon significative avant l'addition de réactif à un pH de 3,0, à un pH de 2,5 ou les deux. La plupart des sols avaient un pouvoir tampon suffisant pour des quantités d'acidité allant de faible à modérée. Pour toutes les courbes du pouvoir tampon, la diminution totale mesurée du pH du sol, après addition de 0,16 me de H^+, variait entre 0,4 unité de pH et 2,4 unités de pH.

La pente de chacune des courbes a été calculée après l'addition de 0,16 me de H^+ au sol. On a calculé la valeur moyenne des pentes pour chaque réactif avec des sols acides (pH dans l'eau distillée inférieur à 4,5) et moins acides (pH dans l'eau distillée supérieur à 4,5). Les résultats sont résumés au tableau 1.)

Les variations à l'intérieur d'un échantillon étaient fonction de la solution utilisée. Dans 82 pour 100 des échantillons, l'acide nitrique dilué (pH de 3,0, pH de 2,5) a causé la plus grande diminution du pH du sol, suivi par le mélange d'acide sulfurique-nitrique. Dans 75 pour 100 des échantillons, l'acide sulfurique dilué (pH de 3,0, pH de 2,5) a eu le moins d'effet pour abaisser les valeurs du pH du sol. Dans la plupart des cas, la pente des courbes du pouvoir tampon a augmenté dans l'ordre suivant: acide sulfurique dilué, précipitation acide simulée, acide nitrique-sulfurique

dilué et acide nitrique dilué (tableau 1). Le pouvoir tampon des sols de surface était plus efficace dans le cas d'apports d'acide sulfurique que dans le cas d'autres espèces d'acide, comme l'acide nitrique. Les caractéristiques des pentes variaient grandement entre les échantillons à cause des différences dans le pouvoir tampon des sols. Les données du tableau 1 indiquent également que les sols de surface acides sont mieux en mesure de contrer les changements de pH que les sols de surface moins acides étant donné que la pente des courbes du pouvoir tampon pour tous les réactifs des sols acides est inférieure à celle des sols moins acides.

Tableau 1. Pente des courbes du pouvoir tampon (calculée entre 0 et 0,16 meq of H^+ ajouté au réactif)

Réactif	Sols extrêmement acides (pH < 4,5) n = 7	Sols moins acides (pH > 4,5) n = 37
Acide sulfurique	Moyenne = 2,39 Déviation standard = 0,24 Intervalle de variation = 2,31 - 2,69	Moyenne = 5,03 Déviation standard = 1,51 Intervalle de variation = 0,94 - 7,88
Précipitation acide simulée	Moyenne = 2,78 Déviation standard = 0,82 Intervalle de variation = 1,69 - 3,50	Moyenne = 5,94 Déviation standard = 2,19 Intervalle de variation = 1,38 - 11,19
Acide nitrique/ sulfurique	Moyenne = 3,39 Déviation standard = 0,43 Intervalle de variation = 2,88 - 3,81	Moyenne = 7,50 Déviation standard = 2,36 Intervalle de variation = 1,88 - 12,19
Acide nitrique	Moyenne = 3,82 Déviation standard = 0,71 Intervalle de variation = 2,94 - 4,75	Moyenne = 8,42 Déviation standard = 2,84 Intervalle de variation = 1,38 - 11,19

La présence de carbonates est une source de tampon ainsi qu'un important facteur dans la détermination du pH initial du sol. La plupart des sols de surface calcaires et argileux de l'expérience avaient un pH (eau distillée) supérieur à 6,0. Étant donné la réduction du pH du sol dans les réactifs acides, seuls les sols légèrement acides n'auraient pas d'effet marqué sur la disponibilité des éléments nutritifs pour les végétaux ou sur la mobilité des métaux lourds dans les sols. Toutefois, le taux de changement du pH dans ces sols a été très grand. La texture et la matière organique tendent à contribuer au pouvoir tampon des sols de surface non calcaires de pH moindre (pH <6,0) étant donné que la capacité d'échange cationique, la saturation en bases et le pH sont en grande partie régis par ces deux propriétés du sol.

Les courbes du pouvoir tampon de quatre horizons Ah provenant de profils podzoliques et brunisoliques sélectionnés sont illustrées aux figures 1 et 2 respectivement. Les données analytiques se trouvent aux tableaux 2 et 3.

Les horizons organiques de type podzolique (pH dans de l'eau distillée inférieur à 4,5) ont donné des courbes qui n'étaient que légèrement inclinées (figure 1). Ces courbes illustrent le plus faible

changement global du pH du sol. Les sols de la série Plastic Lake et Wendigo sont naturellement acides. Toutefois, un faible changement du pH peut provoquer une modification considérable de la chimie du sol, dans ces conditions d'acidité, en raison de la solubilisation des métaux et de la perte de cations basiques. Les données analytiques fournies pour les échantillons de surface podzoliques (tableau 2) laissent croire que le pouvoir tampon de ces échantillons de sols extrêmement acides provient du grand nombre de cations basiques échangeables dans la matière organique et de la présence d'acides organiques. La capacité du sol de résister au changement de pH est probablement le résultat du grand pouvoir d'échange d'ions basiques de ces sols organiques acides.

Après une addition de 0,16 me de H^+ à des sols de fortement à moyennement acides (le pH dans l'eau distillée est de 4,6 à 6,0), les valeurs finales du pH du sol pourraient provoquer une mobilisation des métaux lourds dans le sol et modifier la disponibilité d'éléments nutritifs majeurs pour les végétaux (figure 2). C'est dans ces sols moins acides provenant de Foley Mountain et de Springwater que les plus importants changements globaux dans les propriétés du sol peuvent se produire, affectant par le fait même la productivité du sol et la croissance des végétaux. Les données analytiques du tableau 3 indiquent que ces échantillons contiennent une quantité moindre de carbone organique et ont donc une plus faible capacité d'échange cationique que les sols de surface podzoliques. Moins de cations basiques sont disponibles pour les échanges avec les apports d'acidité, ce qui donne lieu à une acidification du sol.

Conclusions

En matière de dépôts acides atmosphériques, Wang et Coote (1981) ont calculé que les sols de surface de l'est du Canada (0-15 cm) recevraient, au plus, 1,5 me de H^+ atmosphérique par 100 g de sol sur une période de 25 ans. Des concentrations acides allant de 0 à 1,6 me de H^+ par 100 g de sol ont été utilisées pour cette expérience. Les réactifs les plus acides de notre expérience se rapprochent des niveaux d'acidité atmosphérique qui peuvent être prévus pour une période de 25 ans dans l'est du Canada.

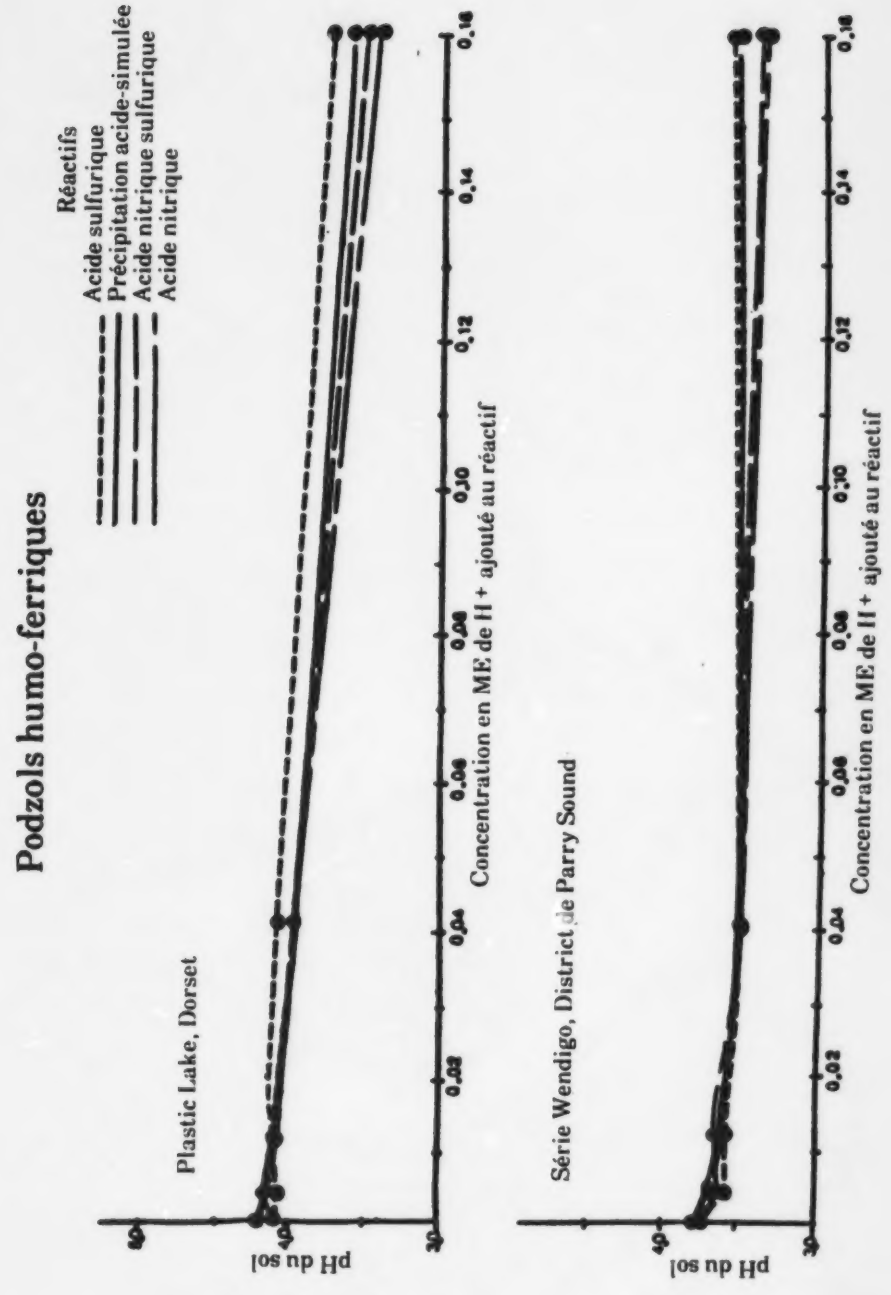


Figure 1. Courbes du pouvoir tampon des horizons Ah du sol.

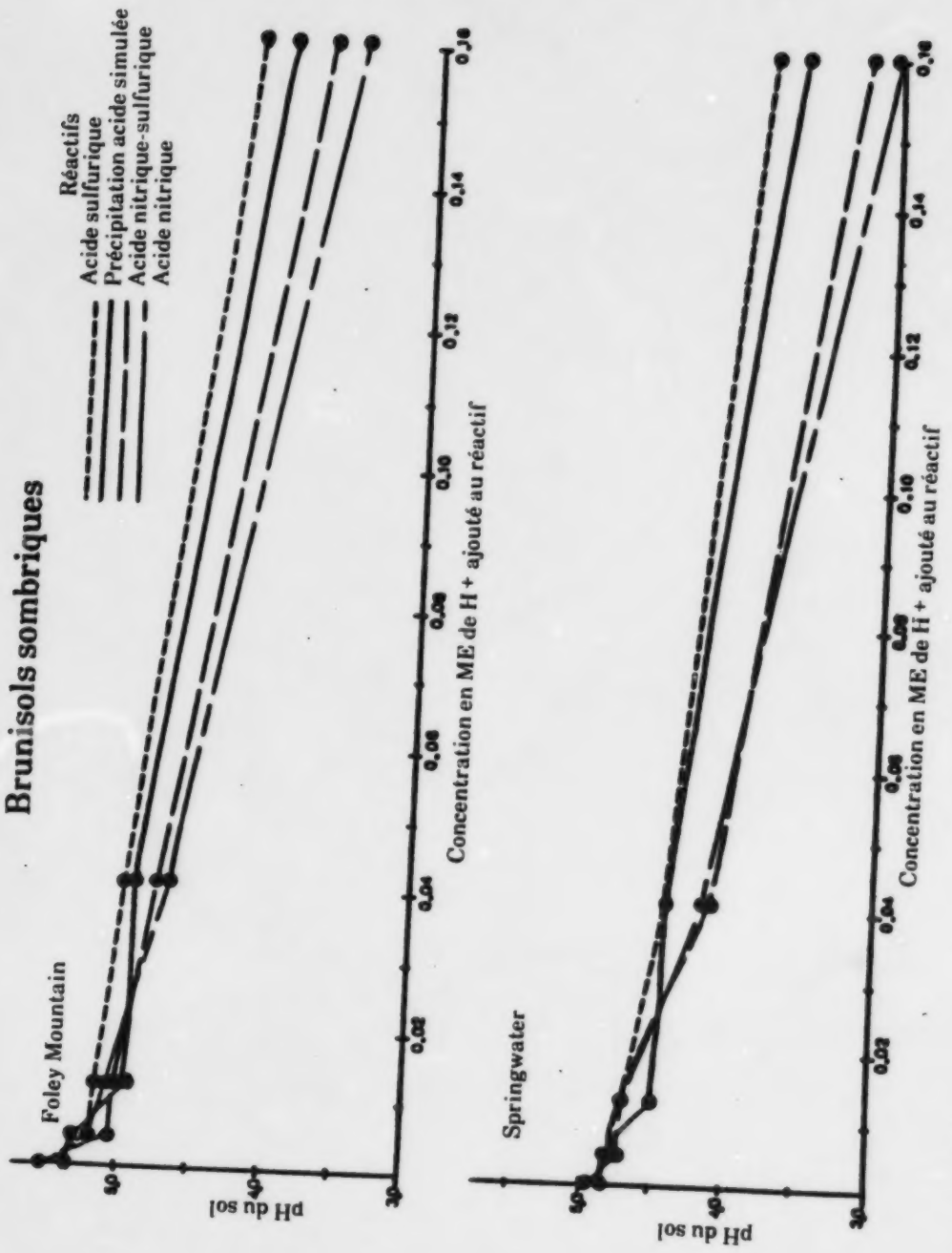


Figure 2. Courbes du pouvoir tampon des horizons Ah du sol.

Tableau 2. Données analytiques, podzols humo-ferriques

Horizon	Profondeur (cm)	pH(H_2O)	pH($CaCl_2$)	Échangeables Ca	Mg	K	Al	C.E.C.	C organique	Sable	Limon	Argile
				µg/g			meq/100 g	%	%	%	%	
Série Wendigo, district de Parry Sound												
Ah	0-10	4,02	3,42	2360	340	150	140	16,32	8	15	30	55
Ah (Double)	0-10	3,92	3,47	3410	290	290	200	22,08	13	17	48	36
Plastic Lake, Dorset												
Ah	0-10	4,0	3,2	1150	150	360	310	10,91	13	44	30	27
Ah (Double)	0-10	4,2	3,5	1440	400	620	130	13,28	19	-	-	-

Tableau 3. Données analytiques des sols Brunisols sombriques

Horizon	Profondeur (cm)	pH(H_2O)	pH($CaCl_2$)	Échangeables Ca	Mg	K	Al	C.E.C.	C organique	Sable	Limon	Argile
				µg/g			meq/100 g	%	%	%	%	
Foley Mountain												
Ah	0-15	5,0	4,2	250	37	35	66	2,31	4	75	15	10
Ah (Double)	0-15	5,0	5,1	190	32	39	53	1,85	4	79	14	8
Springwater												
Ah	0-20	6,13	5,03	367	29	25	9	3,18	2,01	96	3	1
Ah (Double)	0-20	5,71	4,90	431	45	25	14	3,23	2,13	93	2	5

Lorsque l'on additionne l'équivalent de 25 ans de précipitations acides aux horizons de sols de surface, les sols dont le pH est supérieur à 4,5 ont démontré le plus faible pouvoir tampon. En théorie donc, une réduction du pH dans des échantillons de sols de surface provenant de sols brunosoliques peut avoir un effet sur la productivité du sol. Le pH de sols de surface extrêmement acides provenant de sols podzoliques N'a diminué que légèrement dans les mêmes conditions expérimentales. Le pouvoir tampon de ces horizons de surface vient probablement de la nature et de l'abondance de la matière organique présente. Les diminutions de pH du sol sont en grande partie fonction du type d'acide ajouté au sol. Pour diminuer le pH du sol, l'acide nitrique s'est avéré le plus efficace et l'acide sulfurique, le moins efficace.

Même si les niveaux d'acidité de cette expérience ressemblent à ceux des dépôts acides naturels, l'extrapolation directe de ces résultats d'expérience pour établir la capacité d'un sol de contrer les apports d'acides d'origine atmosphérique sur le terrain est purement théorique. Un facteur majeur qui influence la valeur du pH du sol mesuré est le temps de contact du réactif et du sol. En raison de phénomènes d'échanges ioniques, les valeurs du pH du sol peuvent varier grandement dans le temps et le temps d'équilibrage exact pour chaque sol n'est pas connu. En uniformisant le moment des mesures du pH, il est possible de faire des comparaisons entre les échantillons de sols, mais les temps d'équilibrage ne représenteront pas nécessairement les conditions sur le terrain. Dans la nature, des profils de sols bien drainés ne se saturaient pas autant que les sols expérimentaux. Les suspensions de sols ont été mélangées périodiquement, ce qui a augmenté le contact entre la surface de sol et le réactif, favorisé les processus d'échanges et modifié le pH du sol.

Les caractéristiques physiques du sol comme la perméabilité et le taux d'infiltration déterminent la quantité et le taux de dépôts acides atmosphériques reçus sur le terrain. Ces caractéristiques du sol sont contrôlées par le couvert végétal et par des propriétés du sol comme la texture, la structure et la nature de la matière organique. Le mouvement de l'eau à travers le sol et le contact du percolat avec les particules de sol ne sont pas homogènes sur le terrain, ce qui a pour effet de canaliser l'eau dans les pores et les fissures du sol. Les échantillons de sol de l'expérience, par contre, ont été préalablement désagrégés et tamisés, ce qui a donné un sol plus homogène que ce qui existe dans la nature.

Il n'est pas possible d'établir la sensibilité d'un profil de sol complet ou d'un type de sol, ou des deux uniquement à l'aide des horizons de surface. D'autres expériences à l'aide des horizons du sous-sol seront nécessaires pour évaluer complètement la sensibilité des sols à l'acidification atmosphérique.

Ouvrages de référence

Le système canadien de classification des sols. 1978. Comité de classification des sols. Min. de l'Agriculture du Canada. Publ. 1646, Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. 164 p.

Cowell, D.W.; Lucas, A.E.; Ribec, C.D.A. 1981. Établissement d'une échelle de vulnérabilité écologique aux précipitations acides: étude d'impact. Document de travail nº 10. Direction générale des terres. Environnement Canada - nº de cat. GN 13-4/10f, Ottawa.

McFee, W.W. 1980. Sensitivity of soil regions to long term acid precipitation. U.S.E.P.A. Rep. nº. 600/3-80-013. 179 p.

Tomlinson, G.H. 1983. Air pollutants and forest decline. Environ. Sci. Technol., Vol. 17, nº 6, pages 246A-256A.

Voigt, G.K. 1980. Acide precipitation and soil buffering capacity. In D. Drablos et A. Tollan, éd., Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., SNSF project, Sandefjord. Pages 53-57.

Wang, C.; Coote, D.R. 1981. Classes de sensibilité des terres agricoles à l'action prolongée des précipitations acides dans l'est du Canada. Institut des recherches sur les terres. Communication nº 98. Agriculture Canada, Ottawa, 9 p.

Wiklander, L. 1973/74. The acidification of soil by acid precipitation. Grundforbattring. Vol. 26, nº 4, pages 154-164.

Relative fréquence de la durée et du volume des pluies ambiantes dans l'est des États-Unis

L.S. Evans
Laboratoire de phytomorphogénèse
Manhattan College
Bronx (NY)
et Brookhaven National Laboratory
Upton (NY)

Résumé

Les précipitations acides, soit les dépôts humides ou congelés qui ont une concentration d'ions hydrogène supérieure à 2,5 $\mu eq\ L^{-1}$ contribuent de manière appréciable à la pollution atmosphérique aux États-Unis et au Canada. Les effets des pluies acides sur le feuillage des végétaux ont sans doute plus de rapport avec la concentration d'ions H^+ qu'avec le dépôt total d'ions H^+. Étant donné que les pluies ambiantes peuvent provoquer des lésions foliaires et qu'on sait que la durée de pluies simulées contribue à l'étendue des lésions foliaires, on a évalué des données pour caractériser les pluies ambiantes dans plusieurs endroits de l'est des États-Unis. Un pourcentage important (entre 17 % et 40 %) de toutes les averses enregistrées à Long Island (NY), Urbana (IL), Franklin (LC) et Seaside Park (NJ) avaient une durée inférieure à 40 minutes (50 %, 46 % et 32 % pendant trois ans à Urbana (IL), 65 % à Coral Gables (FL), 50 % à Franklin (NC) et 54 % à Seaside Park (NJ)). Lorsqu'on a regroupé toutes les données des six saisons de croissance, on a constaté que plus de 88 % de toutes les averses avaient duré moins de 160 minutes. On a obtenu des résultats analogues avec la mesure des volumes. Entre 38 % et 57 % de toutes les averses enregistrées avaient un niveau inférieur à 1 mm aux cinq stations d'observation dans l'est des États-Unis. Lorsqu'on a regroupé toutes les données, plus de 65 % de toutes les averses avaient laissé moins de 3 mm de pluie au sol. Ces données prouvent que le feuillage des plantes est arrosé durant la saison de croissance par de nombreuses averses qui sont de courte durée et de faible volume.

Transfert d'ions dans un couvert de feuillus tolérants, bassin versant de Turkey Lakes (Ontario)

N.W. Foster et J.A. Nicolson
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières des Grands Lacs
Sault Ste-Marie

Résumé

On a mesuré les ions hydrogène (H), potassium (K), calcium (Ca), azote nitrique (NO_3-N) et soufre sulfaté (SO_4-S) en 1981 à l'extérieur et au dedans d'une vieille forêt d'érables à sucre (Acer saccharum Marsh.) - de bouleaux jaunes (Betula alleghaniensis Britton) poussant sur un sol de culture acide dans le bassin versant de Turkey Lakes, en Ontario. On a comparé la moyenne des concentrations d'éléments et leur teneur dans les précipitations, l'eau de pénétration par les frondaisons et le ruissellement sur écorce entre la saison de croissance et la saison dormante. Les solutions d'eau de pénétration par les frondaisons étaient analogues aux précipitations sur le plan de la composition ionique, à l'exception de la concentration en K, durant la période dormante, et étaient moins acides et plus riches en bases et en SO_4-S durant la saison de croissance. Les solutions de ruissellement sur écorce étaient fortement enrichies de Ca, K et SO_4-S et affichaient un épuisement des ions H et NO_3-N durant les deux périodes. Le principal vecteur de pénétration des éléments dans le sol était l'eau de pénétration par les frondaisons; le ruissellement sur écorce ne représentait que 1 % à 10 % des dépôts annuels globaux de chaque élément dans le sol. Le rôle des ions H dans le lessivage des bases du couvert forestier est analysé par rapport à d'autres forêts de feuillus tolérants de l'est de l'Amérique du Nord plus exposées aux méfaits des pluies acides.

Introduction

L'interaction des précipitations et des couverts forestiers entraine le lessivage d'une partie des éléments nutritifs que contiennent le feuillage et l'écorce et qui se trouvenr à leur surface, ce qui a pour effet d'enrichir l'eau qui atteint la couverture morte (Tamm, 1951, Madgwick et Ovington, 1959, Carlisle *et al.*, 1966). Les déplacements d'éléments dans l'eau de pénétration par les frondaisons (qui traverse le couvert) et l'eau d'écoulement (précipitations qui ruissellent le long des troncs) sont importants dans le recyclage des éléments nutritifs des écosystèmes forestiers. La qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons et de l'eau d'écoulement varie selon le type de forêt et selon sa proximité d'activités maritimes, agricoles et anthropiques.

Dans les forêts de feuillus, la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons subit des variations saisonnières (Carlisle *et al.*, 1966), et est fonction de la présence ou de l'absence de feuillage et du niveau de maturité des feuilles. Par exemple, Hoffman *et al.* (1980) ont signalé que le pH de l'eau de pénétration par les frondaisons sous une forêt de chênes jaunes (Quercus prunus L.) au Tennessee était supérieur au pH des précipitations durant la chute des feuilles et égal ou inférieur au pH des précipitations incidentes durant la période sans feuilles. Pour une analyse des facteurs contribuant à la qualité et à la quantité de l'eau de pénétration par les frondaisons, nous renvoyons le lecteur à Parker (1983).

Et les acides atmosphériques et ceux qui se produisent naturellement dans les écosystèmes terrestres contribuent à l'acidification des eaux de surface associées aux paysages forestiers. Les hausses d'acidité sont courantes à mesure que l'eau de pluie s'infiltre dans la cime des arbres et la couverture morte, particulièrement dans les forêts de conifères reposant sur des sols acides (Foster,

1974, Ugolini *et al.*, 1977). L'acidité de l'air peut toutefois être neutralisée par les réactions avec le couvert forestier (Nihlgård, 1970, Eaton *et al.*, 1973).

En outre, d'aucuns soutiennent que les précipitations acides accélèrent peut-être le lessivage des éléments nutritifs du feuillage (Tamm et Cowling, 1977, Tukey, 1980). L'augmentation du lessivage des cations des feuilles a été provoqué artificiellement par de l'eau de pluie acidifiée (Wood et Bormann, 1975, Abrahamsen *et al.*, 1976). Il se peut que les ions sulfate dans les pluies acides augmentent en fin de compte la mobilité des cations dans le sol et la probabilité d'un lessivage des cations du sol dans les eaux souterraines et les eaux de surfaces.

L'incidence des précipitations acides sur le recyclage des éléments dans les écosystèmes forestiers caractéristiques de l'est du Canada est actuellement étudiée par le Service canadien des forêts dans trois de ses bassins versants, l'un dans le parc national de Kejimkujik (Nouvelle-Écosse), l'autre dans la forêt de Montmorency (Québec) et le troisième à Turkey Lakes (Ontario). La présente communication porte sur les conclusions d'études sur les interactions du couvert et des précipitations dans une forêt de feuillus tolérants dans le bassin versant de Turkey Lakes. L'objectif de l'étude est d'analyser l'interaction des substances acides et acidifiantes (ions hydrogène (H), nitrate (NO_3) et sulfate (SO_4)) contenues dans les précipitations et d'une forêt d'érables à sucre (Acer saccharum Marsh.) en nous attachant plus particulièrement au lessivage du calcium (Ca) et du potassium (K) du feuillage. Des études complémentaires consacrées à la distribution et aux déplacements des éléments dans la biomasse (Morrison, 1984) et aux exportations d'éléments dans l'eau d'écoulement (Nicolson, 1984) des forêts de feuillus tolérants à Turkey Lakes sont également présentées dans ces actes.

Site

Un site de 1 hectare a été délimité dans une forêt d'érables à sucre inéquienne qui a une population moins nombreuse de bouleaux jaunes (Betula alleghaniensis Britton), située dans le sous-bassin 31 du bassin versant de Turkey Lakes (lat. 47°03'N, long. 84°25'O), dans le district d'Algoma (Ontario). Ce peuplement de feuillus tolérants situé dans la section d'Algoma (L.10) de la région forestière des Grands Lacs-du St-Laurent (Rowe, 1972) avait un diamètre moyen (DHP) de 19,6 cm, une surface terrière de 28,6 m^2ha^{-1}, un matériel relatif de 673 arbres par hectare, une hauteur moyenne des dominants de 22,1 m et un âge moyen de 135 ans.

Le climat est un climat continental modifié avec des vents prédominants de l'ouest. La température moyenne en janvier est de -10,2°C et la température moyenne en juillet de 17,8°C (à Sault Ste-Marie, à 60 km au sud du bassin versant) (Anon, 1982b). Les 973 mm de précipitations annuelles moyennes (Sault Ste-Marie) sont également répartis tout au long de l'année; le mois le plus humide est le mois de septembre (108 mm) et le mois le plus sec le mois de février (55 mm) (Anon, 1982a).

Le bassin versant 31 est un sous-bassin de 7 ha à pente modérément raide dont l'altitude varie entre 350 et 400 m. Le sol est une moraine till d'ablation loameuse et boueuse, pierreuse et acide (pH H_2O, 4,3 à 4,8) recouvrant une moraine de fond sableuse tassée à une profondeur de 0,5 m. Les sols sont des podzols orthiques humo-ferriques et ferro-humiques (Comité pédologique du Canada, 1978) provenant de roches vertes et de granit.

Méthodes

Trois collecteurs de précipitations globales ont été installés à ciel ouvert sur un site attenant au bassin versant 31. Le site de l'étude dans la forêt contenait 36 collecteurs d'eau d'écoulement et 18 érables à sucre munis de colliers d'eau d'écoulement. Les précipitations et l'eau de pénétration par les frondaisons ont été recueillies dans des collecteurs toujours ouverts de 20 cm de diamètre, qui étaient soit des ensembles de bouteilles avec entonnoir, soit des pluviomètres en aluminium. L'eau

d'écoulement a été collectée dans un collier en plastique de 2,5 cm situé à environ 1,5 m au-dessus du sol. Les 18 arbres à collier ont été sélectionnés de manière à couvrir la plage des diamètres de 8 à 60 cm.

Durant la période sans neige, les échantillons de précipitations, d'eau de pénétration par les frondaisons et d'eau d'écoulement ont été recueillis lors "d'événements" orageux ou d'événements composés. On a retenu un minimum de 2 mm par précipitation car l'interception par le couvert dans les forêts de feuillus se produit entre 0,5 et 2 mm (Zinke, 1966). Les chutes de neige ont été échantillonnées toutes les deux semaines dans trois "planches à neige" en dehors de la forêt et dans 12 à l'intérieur de la forêt. Les échantillons d'eau de pénétration par les frondaisons ont été regroupés par trois; cela veut dire que 12 échantillons par précipitation donnée ont été prélevés pour être analysés sur le plan chimique. Des analyses distinctes ont été effectuées sur les échantillons de précipitation, d'eau d'écoulement et de neige.

Les concentrations et les teneurs en ions H, Ca, K, azote nitrique (NO_3-N) et soufre sulfaté (SO_4-S) durant chaque processus ont été calculées pendant 45 jours d'échantillonnage en 1981. Les concentrations sont exprimées en $\mu eq\ L^{-1}$ sur la base de la densité apparente. Les résultats ont été analysés en divisant l'année en saison dormante (arbres sans feuilles) et en saison de croissance (feuilles sur les arbres). Vingt-cinq prélèvements ont été faits durant la saison de croissance (mi-mai à mi-octobre) et 20 durant la saison dormante. La quantité d'eau d'écoulement sur une base aréolaire a été calculée en prenant les estimations de chaque classe de diamètre (pour l'érable à sucre) et en les multipliant par le nombre d'arbres (toutes espèces confondues) de chaque classe de diamètre évalué à partir de quatre parcelles d'échantillonnage permanentes de 0,1 ha situées dans le périmètre du site de l'étude.

Les concentrations de soufre sulfaté et de NO_3-N ont été mesurées au moyen d'un autoanalyseur II Technicon respectivement par les méthodes du bleu de méthylthymol et de réduction au cadmium. Le soufre sulfaté dans les échantillons hautement colorés (essentiellement de l'eau d'écoulement) a été mesuré par chromatographie sur échangeur d'ions ionique. Les cations ont été analysés à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique (émission de flammes pour K et absorption atomique pour Ca). L'hydrogène a été calculé à partir des mesures du pH dans l'électrode en verre.

Résultats

Saison dormante

La composition ionique des solutions d'eau d'écoulement était analogue à celles des précipitations incidentes, à l'exception de l'enrichissement en K (tableau 1). En revanche, les solutions d'eau d'écoulement étaient fortement enrichies en Ca, K et SO_4 mais épuisées en H et NO_3. Les quantités d'ions H, Ca, SO_4-S et No_3-N dans les précipitations avaient subi relativement peu de changements après avoir traversé le couvert forestier (tableau 2).

Tableau 1. Concentrations saisonnières d'éléments dans les précipitationns au-dessus et au-dessous du couvert d'une vieille forêt d'érables à sucre-bouleaux jaunes - 1981

Processus	Concentration moyenne d'éléments, eq L^{-1}				
	H	Ca	K	SO_4	NO_3
			Saison dormante		
Précipitations	27,87	24,04	2,67	43,56	30,24
Eau de pénétration par les frondaisons	27,00	22,72	6,91	41,58	38,44
Eau d'écoulement	4,94	158,90	280,52	373,60	9,41
			Saison de croissance		
Précipitations	2,74	22,79	5,55	69,03	46,92
Eau de pénétration par les frondaisons	22,83	44,43	50,24	114,67	53,59
Eau d'écoulement	12,64	145,53	269,54	375,53	34,27

Tableau 2. Quantités saisonnières d'éléments dans les précipitationns au-dessus et au-dessous du couvert d'une vieille forêt d'érables à sucre-bouleaux jaunes - 1981

Processus	Concentration moyenne d'éléments, eq L^{-1}				
	H	Ca	K	SO_4-S	NO_3-N
			Saison dormante		
Précipitations	0,17	2,87	0,53	4,02	2,42
Eau de pénétration par les frondaisons	0,15	2,44	1,26	3,70	2,88
Eau d'écoulement	<0,01	0,05	0,21	0,13	<0,01
			Saison de croissance		
Précipitations	0,24	2,56	1,21	6,19	3,68
Eau de pénétration par les frondaisons	0,11	4,43	9,76	9,14	3,73
Eau d'écoulement	<0,01	0,15	0,61	0,37	0,04

Saison de croissance

Les solutions d'eau de pénétration par les frondaisons et d'eau d'écoulement étaient moins acides et plus riches en bases et en SO_4 que les précipitations (tableau 1). Les quantités d'éléments nutritifs ajoutées à la couverture morte dans le peuplement par rapport à l'extérieur de la forêt, étaient moindres en ce qui concerne H, plus importantes pour Ca, K et SO_4-S et inchangées pour NO_3.N (tableau 2).

Bilan annuel

L'interaction des précipitations et du couvert d'une forêt d'érables à sucre entraîne une hausse sensible (36 % à 675 %) de l'apport annuel d'éléments nutritifs dans le sol dans l'ordre K > SO_4S> Ca, et une baisse (37 %) les transferts de H (tableau 3). L'eau de pénétration par les frondaisons est le principal vecteur de transfert des éléments; l'eau d'écoulement qui représente 2 % des précipitations, contient entre 1 % et 10 % des dépôts annuels totaux de chaque élément dans le sol.

Analyse

Précipitations

Les variations qui se produisent dans les apports nutritifs dans les écosystèmes forestiers ont trait essentiellement aux fluctuations qui affectent la quantité des précipitations. On a mesuré au total 1 113 mm de précipitations dans le bassin versant 31 en 1981, 559 mm durant la saison de croissance et 554 mm durant la saison dormante. La même année, 1 189 mm de précipitations ont été mesurés dans une station du Service de l'environnement atmosphérique (SEA) à 5 km au sud du bassin versant 31 (Barrie *et al.*, 1982) et 905 mm ont été enregistrés à Sault Ste-Marie (Anon, 1982a). La moyenne des précipitations annuelles enregistrées à la station de Sault Ste-Marie est de 973 mm (Anon, 1982a); en 1981 donc, les précipitations ont été inférieures de 7 % à la normale.

Le bassin versant de Turkey Lakes est censé se trouver dans une région qui reçoit des charges acides météoriques modérées et de faibles dépôts secs de SO_4-S. En réalité, le pH annuel moyen (pondéré selon le volume) des précipitations globales était de 4,44 en 1981 et le pH durant la saison de croissance était de 4,37. Les précipitations à Turkey Lake étaient moins acides (37 µEq L^{-1}) que dans le sud et l'est, comme dans la région du New Hampshire-New York (63 à 83 µEq L^{-1}) (Likens *et al.*, 1977, Cronan, 1980, Mollitor et Raynal, 1982), mais plus acides que dans le nord et l'ouest, comme dans la région du Minnesota-nord de l'Ontario (3 à 13 µEq L^{-1}) (White et Kramer, 1980, Foster *et al.*, 1984). Les trois régions sont éloignées des sources ponctuelles d'émissions polluantes.

La comparaison de la chimie des précipitations à Turkey Lakes avec celle du bassin versant de Hubbard Brook, dans les White Mountains du New Hampshire et de la forêt de Huntington, dans les Adirondacks de l'État de New York, revêt un intérêt particulier du fait qu'on dispose de données sur la chimie de l'eau de pénétration par les frondaisons et de l'eau d'écoulement dans des forêts d'érables à sucre-bouleaux jaunes-hêtres américains (Fagus grandifolia Ehrh.) qui y sont situées. La molarité totale annuelle moyenne de cations dans les précipitations à Turkey Lakes en 1981 était analogue à la valeur annuelle moyenne de 1963 à 1974 (Likens *et al.*, 1977), à la valeur moyenne de la saison de croissance 1975-1976 au New Hampshire (Cronan, 1980) et à la valeur moyenne de la saison de croissance 1979 dans l'État de New York (Mollitor et Raynal, 1982). À Turkey Lakes, H représente 39 % des cations dans les précipitations alors que dans les White Mountains et les Adirondacks, H représente 65 % à 74 % du total. À Turkey Lakes, les précipitations contiennent 43 µEq L^{-1} de cations basiques par rapport à 18 à 21 µEq L^{-1} dans les White Mountains et les Adirondacks. Si l'on évalue la chimie des précipitations exclusivement, on constate une meilleure résistance à l'acidification du sol à Turkey Lakes du fait a) de moindres concentrations d'H que dans les autres régions et b) de plus fortes concentrations de cations basiques pouvant rivaliser avec H pour les sites d'échange dans le sol. Aux

trois endroits, SO_4 constituait l'anion dominant dans les précipitations, mais son importance, par rapport à NO_3, était moindre à Turkey Lakes (SO_4/NO_3, 1,5/1) que dans les White Mountains et les Adirondacks (2,3 à 3,6/1).

Le calcium était la base la plus abondante dans les précipitations à Turkey Lakes, suivi par le sodium (Na), le K et le magnésium (Mg). Le dépôt annuel de Ca dans les précipitations globales (5,4 kg ha^{-1}) en 1981 soutenait la comparaison avec les 5,6 ha^{-1} an^{-1} mesurés dans les précipitations à 100 km à l'est du bassin versant entre 1969 et 1972 (Foster, 1974). Les différentes concentrations de Ca entre les collecteurs en vrac installés dans le bassin versant 31 (23 µEq L^{-1}) et les échantillonneurs de précipitations acides seulement installés sur le site du SEA (11 µEq L^{-1}) (Barrie *et al.*, 1982) indiquent qu'il se produit d'importants dépôts secs de poussières alcalines à Turkey Lakes.

Tableau 3. Proportion annuelle d'éléments dans les précipitationns en 1981 au-dessus et au-dessous d'une vieille forêt d'érables à sucre-bouleaux jaunes

	Proportion annuelle, kg ha^{-1}				
Processus	H	Ca	K	SO_4-S	NO_3-N
Précipitations	0,41	5,43	1,75	10,21	6,10
Eau de pénétration par les frondaisons	0,26	6,87	11,02	12,84	6,61
Eau d'écoulement	0,01	0,20	0,82	0,51	0,04

Lavage du couvert

L'interception annuelle des précipitations par le couvert d'érables s'élevait à 5 % (9 % durant la saison de croissance, 1 % durant la saison dormante). Et les quantités et les proportions relatives des cinq éléments mesurés dans les précipitations affichaient des changements significatifs dans la forêt durant la saison de croissance. Les dépôts atmosphériques dans le sol ont baissé de 54 % pour H, ont augmenté respectivement de 65 % et de 100 % pour SO_4-S et Ca et ont augmenté de 850 % pour K par échange d'ions et lessivage à travers le couvert. Les dépôts relatifs dans le sol, en dehors de la forêt, se faisaient dans l'ordre SO_4-S>NO_3N>Ca>K>H et à l'intérieur de la forêt SO_4-S>K>Ca>NO_3-N>H. Dans le lessivage des feuilles, l'importance de K augmentait par rapport à NO_3-N qui n'était pas lessivé du couvert, et par rapport à Ca qui était lessivé mais à un rythme inférieur à celui de K.

Environ la moitié des précipitations tombe durant la saison de croissance, qui est précisément la saison où le couvert provoque d'importantes modifications chimiques dans les précipitations. Entre 75 % et 90 % des dépôts annuels de K aqueux et de SO_4-S dans la couverture morte et entre 50 % et 60 % des dépôts de Ca, H et No_3-N ont lieu durant la saison des feuilles.

Eaux d'écoulement

Les quantités d'éléments nutritifs dans les eaux d'écoulement ont été déterminées au moyen des volumes de matériel relatif (toutes les espèces) et de solution et des compositions chimiques tirées d'observations des érables à sucre seulement. Le fait d'appliquer les valeurs de l'érable à toutes les

espèces donne toutefois une estimation relativement exacte des proportions d'éléments dans les eaux d'écoulement étant donné que l'érable à sucre représente 82 % de la surface terrière du peuplement.

L'eau d'écoulement ne compte que pour 3 % de l'eau que reçoit la couverture morte durant la saison de croissance. Les quantités d'eau d'écoulement étaient relativement faibles par rapport aux 6 % enregistrés dans une forêt plus jeune de feuillus tolérants à Hubbard Brook (Eaton *et al.*, 1973) et aux 4 % à 6 % enregistrés dans d'autres forêts de feuillus de l'est du Canada (Mahendrappa, 1974), toutes ces estimations étant basées sur la saison de croissance. À mesure que les érables à sucre arrivent à maturité, leur écorce lisse devient rugueuse, plaquétaire et fissurée et par conséquent résiste mieux à l'écoulement de l'eau.

Dans le cadre d'une étude sur le rôle de l'eau de pénétration par les frondaisons et de l'eau d'écoulement dans le cycle nutritif d'une forêt, Parker (1983) a déclaré que l'eau d'écoulement représente entre 1 % et 20 % (moyenne de 12 %) des déplacements d'éléments nutritifs dans la trajectoire de l'eau sous le couvert. Les quantités saisonnières et annuelles d'éléments contenues dans l'eau d'écoulement de notre étude étaient faibles, malgré une forte augmentation des concentrations de K, Ca et SO_4 par rapport à l'eau de pénétration par les frondaisons (3 à 40 fois), en raison du rôle minime joué par l'eau d'écoulement dans le mouvement de l'eau sous le couvert. La plupart des transferts d'éléments ont lieu durant la saison de croissance, ce qui traduit des mouvements plus importants d'eau d'écoulement (75 % du total) à cette période (22 événements). Il est déconseillé de tirer des conclusions des comparaisons de concentrations d'éléments à la saison de croissance et à la saison dormante car l'eau d'écoulement n'a été enregistrée qu'à l'occasion de cinq précipitations données durant la saison dormante. Un plus grand nombre d'événements doivent être étudiés pour déterminer l'incidence de variables comme le moment de l'année, la taille, l'intensité et la fréquence des orages et la taille des arbres sur la qualité et la quantité de l'eau d'écoulement.

Eau de pénétration par les frondaisons

L'eau de pénétration par les frondaisons est le principal vecteur d'apport météorique d'éléments nutritifs dans le sol. Le partage entre les éléments nutritifs qui sont recyclés par la végétation et ceux qui proviennent des apports à l'écosystème est des plus difficiles. Sur un site forestier donné, la chimie des précipitations peut être modifiée par la filtration dans le couvert au sol (Mayer et Ulrich, 1977), par la captation par le couvert (Foster, 1974) et le lessivage foliaire interne, agissant seul ou en association. En particulier, l'incertitude est grande quant à l'importance des estimations de dépôt sec de SO_4-S dans l'eau de pénétration. Diverses méthodes d'échantillonnage ont donné des estimations radicalement différentes des dépôts secs (Parker, 1983). Les déplacements de SO_4-S dans l'eau de pénétration par les frondaisons dans un peuplement d'épinettes de Norvège (Picea abies (L.) Karst.) exposé à de fortes concentrations ambiantes de SO_2 (moyenne de 5 à 10 µg SO_2 m^{-3} l'été, 10 à 20 µg SO_2 m^{-3} l'hiver (Mayer et Ulrich, 1978)), à Solling (Allemagne de l'Ouest) étaient dominés par la filtration dans le couvert au sol et les dépôts secs (Mayer et Ulrich, 1977). Le couvert d'érables à sucre sans feuilles à Turkey Lakes n'était pas un bon intercepteur de S dans les gaz, les aérosols ou les poussières tandis que les retombées sèches n'ont pas entraîné d'augmentation des concentrations de SO_4-S dans le couvert de neige dans le peuplement par rapport aux concentrations observées en dehors de la forêt, malgré de plus fortes concentrations de SO_2 dans l'air durant la saison dormante (3 à 9 µg SO_2 m^{-3}, saison dormante, 1 à 3 µg SO_2 m^{-3}, saison de croissance, Barrie *et al.*, 1982). Sur le site modérément pollué de Turkey Lakes, on a observé une déperdition nette de 3 kg ha^{-1} de SO_4-S du couvert de feuillus tolérants par l'eau de pénétration par les frondaisons durant la saison de croissance. Si les 3 kg de SO_4-S proviennent du lessivage foliaire interne, cela représente un *turnover* d'un tiers du pool de S dans le feuillage (9 kg ha^{-1}) (Morrison, 1984), et un recyclage de S, par le cycle hydrologique, aussi important que les apports annuels dans la couverture morte par le dépôt de la litière (3,4 kg ha^{-1}) (Morrison, 1984). Ce qui est plus probable, c'est que le couvert foliacé filtre les dépôts secs de S et que le lessivage qui intervient dans le feuillage des feuillus tolérants et le lavage des dépôts secs contribuent à l'augmentation modérée de SO_4-S observée dans l'eau de pénétration par les frondaisons.

On a constaté que l'eau de pénétration par les frondaisons s'enrichissait en ions K, Ca et SO_4-S et perdait des ions H par rapport à l'eau des précipitations dans les forêts de feuillus tolérants de Turkey Lakes, des Adirondacks (New York) (Mollitor et Raynal, 1982) et des White Mountains du New Hampshire (Eaton *et al.*, 1973). Entre les forêts de feuillus tolérants toutefois, on note des différences appréciables au niveau du lessivage des éléments nutritifs du couvert et des apports d'éléments nutritifs dans les écosystèmes dont on a déjà parlé. Le lessivage de K et de Ca du couvert forestier était résolument inférieur à Turkey Lakes qu'il ne l'était dans les deux autres forêts. De la même façon, le lessivage de So_4-S était inférieur à Turkey Lakes qu'il ne l'était au New Hampshire mais supérieur aux relevés pris dans l'État de New York. On a constaté des différences au niveau du lessivage des cations basiques du couvert à Turkey Lakes et Hubbard Brook (New Hampshire) malgré des concentrations d'éléments similaires dans le feuillage (Eaton *et al.*, 1973, Morrison, non publié), des similitudes au niveau des précipitations durant la saison de croissance (559 mm en Ontario, 555 mm au New Hampshire) et seulement de légères différences dans l'interception de l'eau par le couvert à la saison de croissance (9 % en Ontario, 3 % au NH). D'importantes différences dans les apports atmosphériques de H entre les deux bassins versants pourraient expliquer les schémas observés dans le lessivage des bases.

Selon Tukey (1980), l'échange d'ions H dans les précipitations est un moyen qui contribue au lessivage des cations basiques de l'intérieur du feuillage. Dans la forêt de feuillus tolérants de Turkey Lakes, 25 % des acquisitions totales de cations sous le couvert, durant la saison de croissance, proviennent de l'échange d'ions H dans les précipitations. La faible baisse de la concentration de NH_4-N (non illustrée) dans l'eau de pénétration par les frondaisons ne contribue pas de manière significative au volume des échanges d'ions qui se traduit essentiellement par l'acquisition de bases (K, Ca, Mg, Na) et la déperdition de H. Par ailleurs, dans la forêt de feuillus tolérants des White Mountains qui a une plus forte concentration en ions H, Eaton *et al.* (1973) ont déclaré que 27 % du lessivage des cations pouvait s'expliquer par la rétention des protons dans le couvert. Ces observations portent à croire que l'échange d'ions H contribue de manière appréciable, sans toutefois le contrôler, au lessivage des cations du feuillage des arbres feuillus.

Le lessivage des cations du couvert augmente le taux de recyclage des bases entre la végétation et le sol de même que le taux d'assimilation des bases. On a plusieurs raisons de croire qu'un bon nombre des cations resteront dans l'écosystème. En premier lieu, la forte capacité d'infiltration dans les matériaux de la couverture morte garantit que les bases en solution se recycleront dans la zone racinaire des arbres. En deuxième lieu, dans le sol de Turkey Lakes, on constate une capacité d'échange des cations considérable (10 à 20 meg $100g^{-1}$ à pH 7,0) dans les horizons organiques et minéraux de la zone racinaire des arbres. En troisième lieu, le lessivage des cations de la zone racinaire se produit rarement durant la saison de croissance.

Cependant, lorsque la nutrition des plantes est inactive au début du printemps et à la fin de l'automne, le lessivage des cations de la zone racinaire augmente et les ions SO_4 contribuent de manière appréciable au déplacement des cations dans les sols de Turkey Lakes (Foster *et al.*, 1984). Une analyse de la capacité d'adsorption de SO_4 des sols podzoliques de Turkey Lakes a révélé une faible affinité pour SO_4 des horizons B minéraux (Foster *et al.*, 1984).

La quantité de précipitations et la teneur en cations étaient du même ordre à Turkey Lakes et à Hubbard Brook (altitude moyenne de 610 m), mais l'apport de cations météoriques à 13 km à l'ouest de Hubbard Brook à Mount Moosilauke (altitude 1 250 m) était nettement plus élevé en raison d'un plus gros volume de précipitations (2 400 m). Les ions hydrogène constituaient 39 % de l'apport total de cations dans les précipitations à Turkey Lakes (74 % à Hubbard Brook), mais seulement 12 % dans le lavage du couvert (2 % à Hubbard Brook). La quantité d'ions H dans le lavage du couvert durant la saison de croissance ($1{,}15 \times 10^{-8}$ µEq ha^{-1}) à Turkey Lakes était deux fois plus élevée qu'à Hubbard Brook ($0{,}46 \times 10^{-8}$ µEq ha^{-1}). C'est ainsi qu'on a constaté un apport inférieur d'ions H et une moindre modification des apports d'ions H par le couvert à Turkey Lakes qu'à Hubbard Brook. Les apports d'ions H dans les sols des forêts de feuillus tolérants sont difficiles à rapprocher des apports d'ions H

dans les précipitations; en revanche, il est facile d'établir une corrélation avec les interactions du couvert propres au site. La plus faible teneur en bases des eaux de ruissellement du couvert à Turkey Lakes par rapport à Hubbard Brook suggère davantage de réactions des ions H aux sites d'échanges dans le sol et davantage de possibilités d'acidification du sol et de la solution du sol. L'acidité naturelle de la couverture morte et des horizons du sol minéral serait toutefois égale ou supérieure à l'acidité des eaux de ruissellement du couvert (Nilsson *et al.*, 1982). Des études sont en cours dans la forêt de Turkey Lakes pour étudier cette possibilité plus avant.

Remerciements

Nous remercions aimablement de leur aide M. W. Johns qui a participé au prélèvement des échantillons, MM. D. Kurylo, K. Bowser et N. Seymour et Mme L. Chartrand qui ont procédé à l'analyse chimique des échantillons et M. D. Ropke qui a participé à l'implantation du site sur le terrain et à l'analyse des données.

Bibliographie

Abrahamsen, G.; Horntvedt, R.; Tveite, B. 1976. Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. Pages 991-1009 dans L.S. Dochinger and T.A. Seliga, Ed. Proc. of the First International Symposium on Acid Precipitation and the Forest Ecosystem. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-23.

Anon. 1982a. Canadian climatic normals. Vol. 2. Temperature 1951-1980. Ministère de l'Environnement, Service de l'environnement atmosphérique, Downsview (Ontario). 306 p.

Anon. 1982b. Canadian climatic normals. Vol. 3. Precipitation 1951-1980. Ministère de l'Environnement, Service de l'environnement atmosphérique, Downsview (Ontario). 602 p.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K.; Fellin, P. 1982. Results of the Canadian Air and Precipitation Monitoring Network APN: July 1980 to Dec. 1981. Service de l'environnement atmosphérique, Direction de la recherche sur la qualité et sur les interactions environnementales, Downsview, Ont. Intern. Rep. AQRB-82-009-T.

Canada Soil Survey Committee, Subcommittee on Soil Classification. 1978. Système canadien de classification des sols, ministère de l'Agriculture, Ottawa (Ontario). Publ. 1646. 164 p.

Carlisle, A.; Brown, A.H.F.; White, E.J. 1966. The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile oak (Quercus petraea) canopy. J. Ecol. 54:87-98.

Cronan, C.S. 1980. Solution chemistry of a New Hampshire subalpine ecosystem: a biogeochemical analysis. Oikos 34:272-281.

Eaton, J.S.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1973. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. J. Ecol. 61:495-508.

Foster, N.W. 1974. Annual macroelement transfer from Pinus banksiana Lamb. forest to soil. Can. J. For. Res. 4:470-476.

Foster, N.W.; Nicolson, J.A.; Morrison, I.K. 1984. Acid deposition and element cycling in eastern North American forests. Dans actes de la Conférence surles pluies acides et les ressources forestières, Québec (Québec). 14-17 juin 1983.

Hoffman, W.A., Jr.; Lindberg, S.E.; Turner, R.R. 1980. Precipitation acidity: the role of the forest canopy in acid exchange. J. Environ. Qual. 9:95-100.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York. 146 p.

Madgwick, H.A.I.; Ovington, J.D. 1959. The chemical composition of precipitation in adjacent forest and open plots. Forestry 32:14-22.

Mahendrappa, M.K. 1974. Chemical composition of stemflow from some eastern Canadian tree species. Can. J. For. Res. 4:1-7.

Mayer, R.; Ulrich, B. 1977. Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulphur and nitrogen compounds -- its role in the element balance and effect on soil. Water Air Soil Pollut. 7:409-416.

Mayer, R.; Ulrich, B. 1978. Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two central European forest ecosystems. Atmos. Environ. 13:375-377.

Mollitor, A.V.; Raynal, D.J. 1982. Acid precipitation and ionic movements in Adirondack forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:137-141.

Morrison, I.K. 1984. Biomass and macroelements in a tolerant hardwood stand, Turkey Lakes Watershed, Ontario. Dans actes de la Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec (Québec). 14-17 juin 1983.

Nicolson, J.A. 1984. Ion movement in terrestrial basins in the Turkey Lakes Forest Watershed. Dans actes de la Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec (Québec). 14-17 juin 1983.

Nihlgård, B. 1970. Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a beech and a spruce forest in south Sweden. Oikos 21:208-217.

Nilsson, S.I.; Miller, H.G.; Miller, J.D. 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification: an examination of the concepts. Oikos 39:40-49.

Parker, G.G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Adv. Ecol. Res. 13:57-133.

Rowe, J.S. 1973. Régions forestières du Canada, ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Ottawa (Ontario), Publ. 1300. 172 p.

Tamm, C.O. 1951. Removal of plant nutrients from tree crowns by rain. Physiol. Plant. 4:184-188.

Tamm, C.O.; Cowling, E.B. 1977. Acidic precipitation and forest vegetation. Water Air Soil Pollut. 7:503-511.

Tukey, H.B., Jr. 1980. Some effects of rain and mist on plants, with implications for acid precipitation. Pages 141-150 dans T.C. Hutchinson and M. Havas, Ed. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Ugolini, F.C.; Minden, R.; Dawson, H.; Zachara, J. 1977. An example of soil processes in the Abies amabilis zone of central Cascades, Washington. Soil Sci. 24:291-302.

White, E.H.; Kramer, C.F. 1980. Sulfate-sulfur content and pH of rainwater at a forested site in northern Minnesota. Minn. For. Res. Notes No. 275. 3 p.

Wood, T.; Bormann, F.H. 1975. Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. Ambio 4:169-171.

Zinke, P.J. 1966. Forest interception studies in the United States. Pages 137-161 dans W.E. Sopper and H.W. Lull, Ed. Forest hydrology. Pergamon Press, Toronto.

Concentration de métaux lourds dans les chaînes alimentaires de la forêt de feuillus de Niepolomice, sud de la Pologne

K. Grodzinska
Institut de botanique
Académie des sciences de Pologne
Cracovie

Résumé

La forêt de Niepolomice (11 000 ha de pins et de chênes-charmes) se dresse à proximité de la plus grosse aciérie de Pologne et de la ville de Cracovie. Cette forêt est donc sérieusement affectée par les émissions de ce complexe industriel. On a calculé les concentrations de Cd, Ni, Pb, Cu, Zn et Fe dans la chaîne alimentaire des forêts de chênes-charmes. Les éléments suivants du système ont été analysés à l'aide d'AAS: végétaux supérieurs, litière, sol, vers de terre, invertébrés herbivores–collembola, escargots terrestres et invertébrés carnivores–Carabidés. Les résultats préliminaires révèlent que la litière et le sol sont les principaux puits de métaux lourds dans le système; que les concentrations de certains métaux lourds augmentent le long de la chaîne alimentaire; que les concentrations de métaux lourds varient selon les organes et augmentent avec l'âge; que la contamination des chaînes alimentaires par les métaux lourds est nettement plus élevée que dans la forêt de Bialowieza dans le nord de la Pologne, le site témoin; que les chaînes alimentaires dans la forêt de Niepolomice sont gravement contaminées par les métaux lourds lorsqu'on les compare aux données de forêts analogues d'Europe de l'Ouest et d'Amérique.

Évolution dans le temps de certaines caractéristiques chimiques de l'écoulement provenant d'un bassin versant non modifié, en Virginie occidentale

J. David Helvey et James N. Kochenderfer
United States Department of Agriculture
Northeastern Forest Experiment Station
Timber and Watershed Laboratory
Parsons, West Virginia 26287

Résumé

On a procédé à l'analyse des données sur la chimie des cours d'eau d'un bassin versant de 38,9 ha, non modifié depuis 1910, pour tenter de dégager une évolution du pH entre 1968 et 1982, la conductivité spécifique entre 1958 et 1982 et la concentration en sulfate, en calcium, en magnésium, en potassium et en sodium entre 1970 et 1982. L'analyse du pH n'a pas été concluante à cause d'un changement d'instrument en 1975, mais les variations du pH, s'il s'en est produit, ont été minimes. Il n'y a pas eu de changement dans les niveaux de sodium, de potassium ou de magnésium, mais la conductivité spécifique et les concentrations de calcium ont légèrement augmenté depuis quelques années. La cause de ces variations est incertaine, mais l'acidité des précipitations pourrait influencer la teneur chimique de l'écoulement de ce bassin.

Mots clés: Pluies acides, chimie des cours d'eau, bassin versant non modifié, région centrale des Appalaches

Introduction

Dans le domaine des pluies acides, l'une des grandes questions est de savoir si des changements se sont produits dans les caractéristiques chimiques des précipitations, de l'eau des lacs et de l'eau des cours d'eau au cours des dernières années. Même si les preuves de l'acidification des lacs s'accumulent dans certaines régions de l'Amérique du Nord, les conclusions concernant le changement d'acidité des précipitations ou de l'écoulement au fil des ans ne reposent pas sur des données solides en raison de la rareté des données à long terme.

Nous présentons ici certaines caractéristiques chimiques, applicables entre 1958 et 1982, à un cours d'eau de second ordre drainant un bassin versant forestier. Les caractéristiques chimiques des précipitations entre juillet 1978 et septemble 1982 sont présentées pour étayer la charge acide récente dans les précipitations.

Les données sur l'écoulement proviennent d'un bassin hydrographique de 39 ha dans la forêt expérimentale Fernow près de Parsons, en Virginie Occidentale, à 39° 03' de latitude Nord et 79° 38' de longitude Ouest. Le bassin étudié est situé à une altitude variant entre 560 et 640 m au-dessus du niveau de la mer. Le type de sol prédominant est le loam Calvin (USDA Soil Conservation Service 1970), sur un matériau originel de schiste argileux et de grès fracturé. L'épaisseur du sol varie entre 90 et 150 cm et le pH moyen est d'environ 4,5.Ce bassin n'a pas été perturbé par l'exploitation forestière ou le pâturage depuis 1910 alors que presque tout le bois commercialisable a été enlevé. La végétation est constituée de feuillus mixtes notamment de tulipiers d'Amérique (*Liriodendron tulipifera* L.), d'érables à sucre (*Acer saccharum*, Marsh.), de cerisiers tardifs (*Prunus serotina* Ehrh.), de frênes d'Amérique (*Fraxinus americana*, L.), de tilleuls (*Tilia americana*, L.), de chênes rouges (*Quercus rubra* L.) et de noyers d'Amérique (*Carya* spp.). Le châtaigner d'Amérique (*Castanea dentata* (Marsh.) Bork.) était un composant majeur de la forêt jusqu'à ce qu'il soit tué par la brûlure du châtaigner (*Endothia parasitica*) dans les années trente.

Matériel et méthodes

Le débit a été mesuré à l'aide d'un déversoir en V formant un angle de 120°. Entre 1958 et 1966, le pH a été déterminé sur le terrain en amont du barrage à l'aide d'un indicateur de couleur Hellige.[1] À partir de 1968, les échantillons d'eau ont été apportés au laboratoire et réfrigérés moins de deux heures après avoir été recueillis. Un compteur électrique Leeds et Northrup a été utilisé pour déterminer le pH entre 1968 et 1975; un compteur Corning modèle 10 a été utilisé depuis 1976. Les compteurs ont été soigneusement étalonnés à l'aide de solutions tampons à un pH de 4,0 et de 7,0 avant chaque série de mesures, lesquelles étaient effectuées moins de 24 heures après le prélèvement. La conductivité spécifique a été mesurée à l'aide d'un compteur Solu-bridge Bckman depuis 1958 jusqu'à maintenant. Les quatre cations majeurs, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, ont été déterminés par absorption atomique depuis 1970.

La conductivité spécifique a été mesurée à l'aide d'un compteur Solu-bridge Bckman depuis 1958 jusqu'à maintenant. Les quatre cations majeurs, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, ont été déterminés par absorption atomique depuis 1970.

Les données sur le pH du cours d'eau ont été d'abord converties en concentrations en ions hydrogène et ces valeurs ont ensuite été vérifiées par régression simple pour établir la corrélation avec le débit au moment du prélèvement. Ensuite, la valeur moyenne de H^{+} a été déterminée pour les périodes suivantes: Une année, de février à avril, de mai à juillet, d'août à octobre et de novembre à janvier. Enfin, chaque valeur moyenne de H^{+} a été reconvertie en pH et une régression simple a été effectuée pour chaque période, le pH moyen et l'année civile étant les variables dépendantes et indépendantes, respectivement. Le débit étant habituellement à son maximum entre février et avril, les chances de constater une évolution du pH dans le temps étaient plus grandes à ce moment de l'année qu'à la fin de l'été et à l'automne alors que le débit moyen est à son minimum.

La moyenne de la conductivité spécifique et de la concentration de chaque cation a été calculée arithmétiquement pour chaque année, reportée sur un graphique pour la période en question et vérifiée pour tenter de dégager une évolution dans le temps, comme ce fut le cas pour le pH.

Les précipitations humides ont été recueillies à l'aide d'un échantillonneur automatique à partir de juillet 1978. Depuis ce moment, la précipitation hebdomadaire a été recueillie et des sous-échantillons ont été analysés localement pour en déterminer le pH et la conductivité spécifique. Le reste des échantillons a été envoyé au *Central Analytical Laboratory* à Champaign, Illinois, où l'on a procédé à la détermination du pH, de la conductivité et des concentrations en Na^{+}, K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^{+}, NO_3^{-}, Cl^{-}, SO_4^{2-} et PO_4^{3-}.

Les données sur les précipitations ont été analysées (1) en convertissant chaque valeur hebdomadaire du pH en concentration en ions hydrogène et en pondérant selon le volume hebdomadaire des précipitations, (2) en établissant la moyenne de ces valeurs pondérées par mois civil et (3) en reconvertissant en unités de pH. Les valeurs moyennes ont été transposées en graphique pour illustrer les tendances saisonnières. Les concentrations mensuelles moyennes de SO_4^{2-}, $NO3^{-}$ et de Cl^{-} ont été mises en corrélation avec les concentrations mensuelles moyennes de H^{+}.

---

[1] L'utilisation de noms de sociétés, d'entreprises ou de marques de commerce, dans la présente publication, n'est destinée qu'à informer le lecteur. Elle ne constitue en rien un endossement ou une approbation officiels par le *U.S. Department of Agriculture* ou le *Forest Service* d'un produit ou d'un service à l'exclusion d'autres pouvant convenir.

Résultats

Chimie des précipitations

Même si les données sur les précipitations ne couvrent qu'une période de 54 mois, elles indiquent un cycle saisonnier de SO_4^{2-} et H^+, mais NO_3^- ne démontre pas de dépendance saisonnière (figure 1). Le pH annuel moyen a été de 4,15. La variabilité annuelle de H^+ va de 39 µeq/1 (pH de 4,40) en décembre à 96,7 eq/1 (pH de 4,02) en août. Une corrélation simple (r) de la concentration mensuelle de H^+ avec SO_4^{2-} et NO_3^- a donné 0,95 et 0,70, respectivement. La concentration en chlore ne démontre aucune corrélation significative avec H^+ (r = 0,13). Le rapport moyen mg/1 de SO_4^{2-} : NO_3^- a été de 1,89 et variait entre 1,42 en janvier et 2,40 en août. La charge annuelle moyenne de SO_4^{2-} et NO_3^- a été de 46,2 et 24,3 kg/ha, respectivement.

Chimie de l'eau des cours d'eau

Il n'y a pas de relation significative entre le pH des cours d'eau et le débit concurrent bien que certaines diminutions pouvant atteindre 0,20 unité se soient produites durant certains orages. Une distribution de fréquence du taux de décharge par classe de débit et la valeur correspondante du pH indiquent que le pH le plus fréquent dans toutes les classes de débit a été 5,90. Le débit variait de 0,20 à plus de 140 litres à la seconde. Comme les données sur le pH obtenues à l'aide de la trousse Hellige fluctuaient trop d'une année à l'autre pour qu'il soit possible d'effectuer une analyse significative de la tendance dans le temps, nous ne présentons que les données relevées de 1968 à 1982 (figure 2).

Une analyse de régression pour la période de 1968-1975, alors que le compteur Leeds and Northrup était utilisé, indique que le pH a diminué de 0,007 unité par année en moyenne, mais le coefficient de détermination (R^2) n'était que de 0,25 et la régression n'était pas significative au niveau de probabilité de 0,05.

La baisse marquée dans le pH annuel moyen entre 1975 et 1976 n'est probablement pas étrangère au changement de compteur; malheureusement, aucune mesure de comparaison n'a été effectuée avant que le compteur Corning ne soit accepté comme instrument standard. Une régression n'a indiqué aucun changement significatif dans le pH moyen entre 1976 et 1982. Nous en concluons que si le pH annuel moyen de l'écoulement de ce bassin a fluctué de façon importante, nous sommes incapables de le démontrer en raison d'améliorations technologiques et de changements dans la méthodologie.

Les résultats des moyennes saisonnières ne différaient pas de façon importante des valeurs annuelles. Le coefficient des pentes de régression pour les moyennes du début du printemps et de la fin de l'été étaient les mêmes (0,006 unité de pH par année) mais les valeurs de R^2 étaient de 0,20 et 0,05 pour le début du printemps et la fin de l'été, respectivement. Nous concluons de cette analyse que les moyennes saisonnières et annuelles ne démontrent aucune tendance du pH dans le temps.

La figure 3 illustre la conductivité spécifique annuelle moyenne avec un intervalle de confiance au niveau de 95 pour 100 pendant la période de 1958-1982. Un changement d'instrument d'analyse a eu lieu en 1973, mais des essais poussés n'ont indiqué aucune différence significative entre les compteurs. Entre 1958 et 1968, la conductivité a baissé légèrement, mais il y a eu une augmentation régulière depuis 1968.

Bien que rien n'indique de changement dans les concentrations de Mg^{2+}, K^+ ou Na^+ dans l'eau des cours d'eau, au fil des années, la concentration de Ca^{2+} semble augmenter entre 1970 et 1982 (figure 4). Une analyse saisonnière indique une tendance croissante pour les périodes de fort débit (février - avril), mais aucun changement décelable pour la fin de l'été.

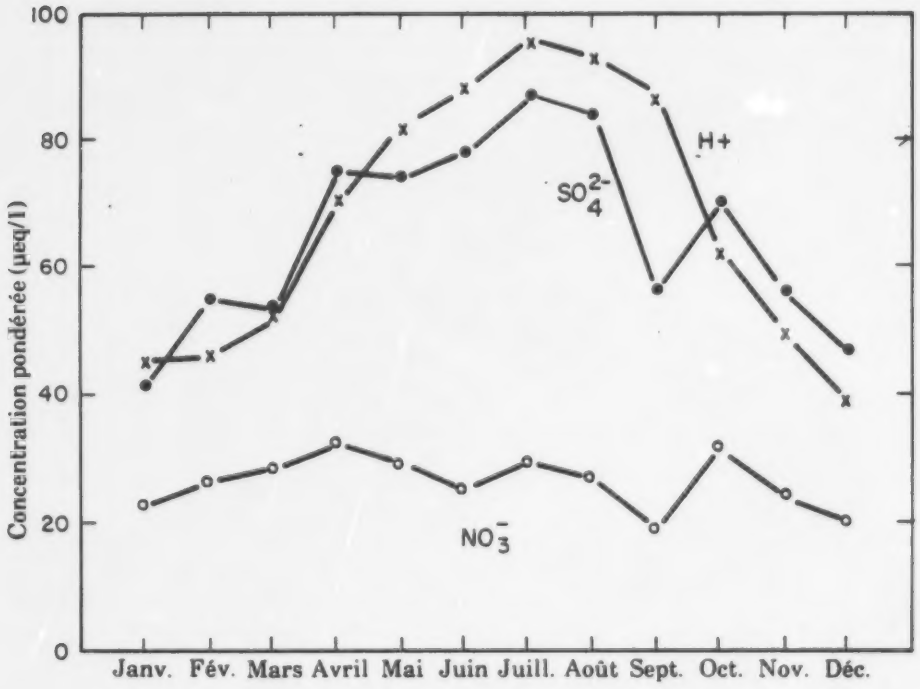


Figure 1. Concentration mensuelle moyenne de NO_3^-, SO_4^{2-} et H^+ dans les précipitations à Parsons, Virginie Occidentale, entre juillet 1978 et décembre 1982.

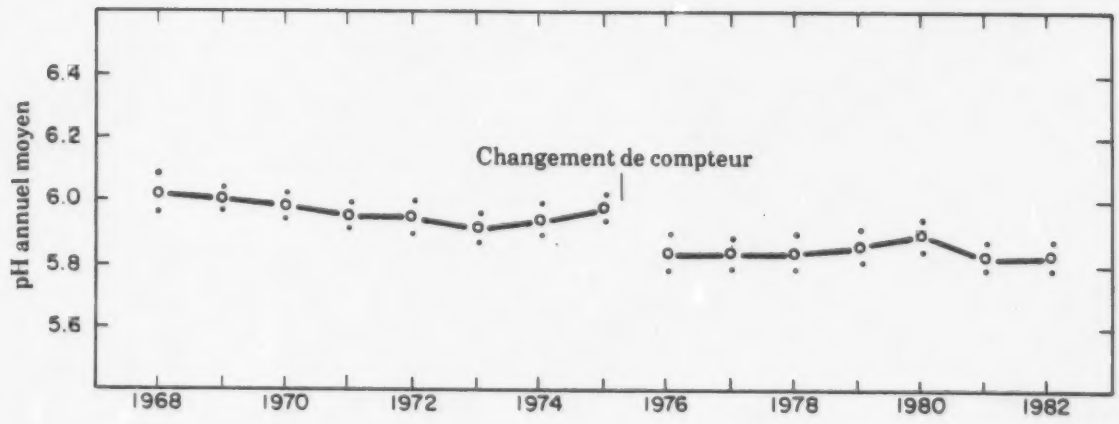


Figure 2. pH annuel moyen avec intervalle de confiance au niveau de 95 pour 100.

DISCUSSION

Le cycle saisonnier de H^+ et de SO_4^{2-} illustré à la figure 1 a été observé ailleurs dans l'est des États-Unis (Hornbeck et al. 1976; Likens et al. 1977). La raison du cycle n'a pas été établie fermement, mais il peut être en relation avec les variations saisonnières des trajectoires atmosphériques ou avec la stagnation de l'air dans les mois d'été ou avec les deux. Les tempêtes d'hiver s'accompagnent de vents plus forts, à composante ouest, tandis que les pluies d'été sont associées avec des mouvements plus faibles des masses d'air et des vents plus légers du sud (Trent et al., 1970). Selon le raisonnement de Fisher et al. (1968), la neige serait moins efficace que les précipitations liquides pour capter les composés sulfureux. Selon Hornbeck et al. (1976), la production d'électricité par les centrales du midwest peut être plus grande en été qu'en hiver, ce qui indiquerait une combustion plus grande de charbon et possiblement davantage de pollution atmosphérique durant les mois d'été.

La figure 2 pourrait s'interpréter comme l'indication d'une baisse du pH du cours d'eau si l'on ne tient pas compte du changement d'appareil. Cette figure renforce les conclusions de Hornbeck (1981): «Trouver le pH de la précipitation n'est pas cette détermination simple et facile, bien connue de la plupart des forestiers à la suite de leurs cours de chimie et de géologie du collège». Comme éléments susceptibles d'affecter les mesures finales, Hornbeck a énuméré: la température de l'échantillon, le temps de brassage, le type d'électrode et la force des tampons d'étalonnage. Bien qu'il ne soit pas possible de connaître la précision des données historiques, une partie de la variation intra-annuelle et la chute apparente du pH en 1976 (figure 2) ont probablement un rapport avec les techniques expérimentales et le changement d'appareil.

Contrairement à bien des hypothèses concernant l'acidification des cours d'eau des Monts Appalaches (Collins 1981), nous n'avons trouvé aucune preuve concrète que l'acidité de ces cours d'eau des Appalaches avait augmenté au cours des dernières années. Une analyse des données de 12 ans du pH de Shavers Fork River, en Virginie Occidentale, a démontré des cycles saisonniers du pH, présumément associés avec le débit, mais aucune évolution dans le temps. Nous en avons conclu que la précision des mesures ($\pm$ 0,20 unité de pH) n'était pas suffisante pour rendre compte d'un changement possible.[2] Ailleurs dans l'est, Johnson (1979) a présenté la preuve la plus forte que nous ayons pu trouver à l'effet que les cours d'eau se sont acidifiés. Il a procédé à l'analyse de données compilées pendant 17 ans sur la chimie de deux petits cours d'eau dans les New Jersey Pine Barrens et a trouvé une diminution totale du pH d'environ 0,40 unité. Il en a conclu que l'acidification des cours d'eau dans les Pine Barrens est probablement un phénomène réel et qu'il ne semble pas y avoir d'erreur systématique due à l'échantillonnage ou à l'analyse.

Comme aucun fertilisant n'a été ajouté à notre bassin et qu'aucune exploitation forestière n'a eu lieu depuis 50 ans, l'augmentation de la conductivité spécifique depuis 1958 (figure 3) et l'accroissement apparent de la concentration en calcium (figure 4) pourraient être reliés aux dépôts atmosphériques. Selon d'autres chercheurs (Jonsson et Sunberg (1972); Cronan, 1980), les précipitations acides pourraient lessiver les bases minérales des sols et donner lieu éventuellement à une perte de productivité.

---

[2] Dunshie, Dale. 1979. *Evaluation of the surface water resources of the Shavers Fork River*. Rapport non publié, en archives, Monongahela National Forest, Elkins, Virginie Occidentale.

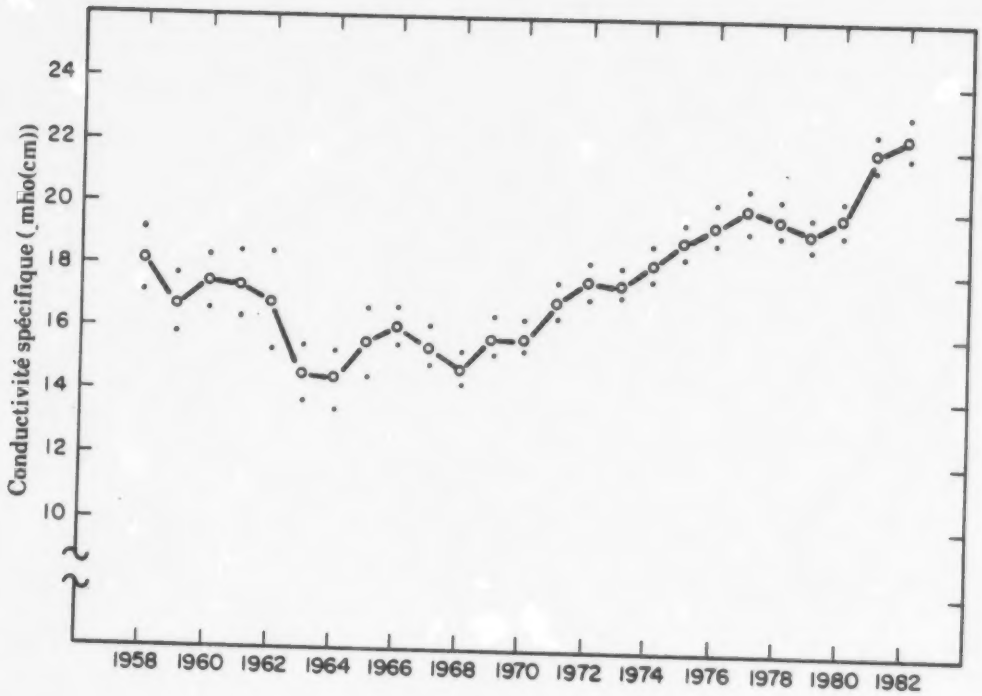


Figure 3. Conductivité spécifique annuelle moyenne avec intervalle de confiance au niveau de 95 pour 100.

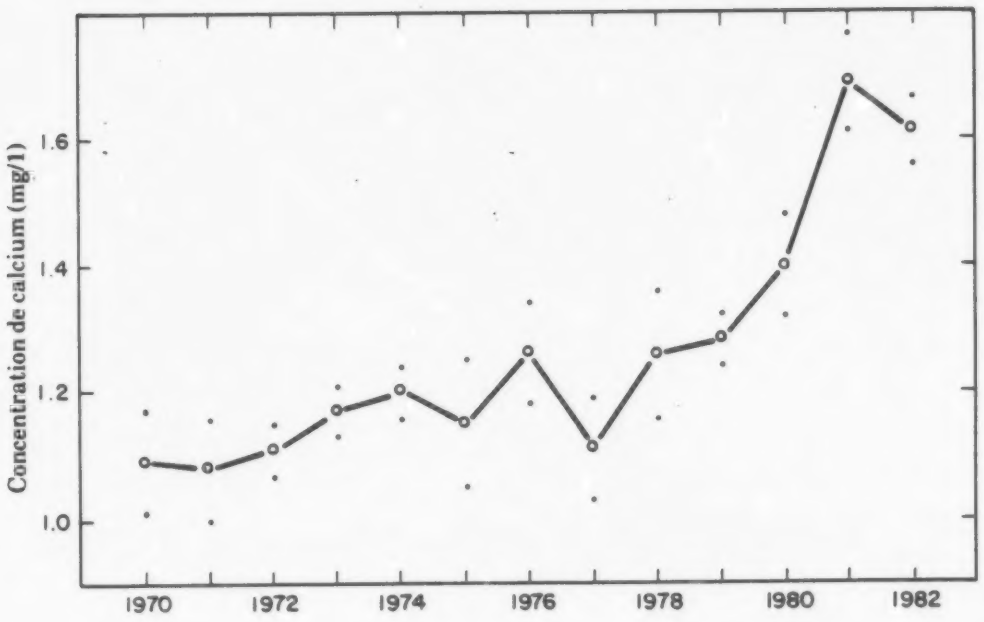


Figure 4. Concentration annuelle moyenne de calcium avec intervalle de confiance au niveau de 95 pour 100.

Nous croyons que le bassin versant est en puissance très sensible à l'acidification des cours d'eau et au lessivage des éléments nutritifs par les dépôts atmosphériques. Le pH moyen du sol est d'environ 4,5, le pH des cours d'eau n'est que légèrement acide et l'alcalinité naturelle des cours d'eau ne se situe en moyenne qu'à 0,75 mg/1 sous forme de $CaCO_3$. La charge acide est plus grande que dans de nombreux secteurs des Appalaches en raison de l'abondance des précipitations (140 cm par année) et du faible pH (environ 4,15). Même si le couvert forestier, le profil de sol et le matériau originel neutralisent effectivement les acides reçus dans la précipitation, nous ne connaissons pas les limites de ces systèmes. Nous continuerons donc à surveiller la chimie des cours d'eau pour mieux définir les tendances temporelles de chaque paramètre chimique. Des précautions supplémentaires sont prises depuis 1980 pour améliorer le contrôle de la qualité des analyses chimiques afin que les résultats locaux puissent se comparer avec ceux d'autres laboratoires.

Ouvrages de référence

Collins, R. 1981. Acid rain: scourge from the skies. Readers Dig. Janvier, pages 109-113.

Cronan, C.S. 1980. Consequences of sulfuric acid inputs to a forest soil. Pages 335-343 *in* D.S. Shriner, C.R. Richmond et S.E. Lindberg, éd. Atmospheric Sulfur Deposition, Environmental Impact and Health Effects, Ann Arbor Science Publishers, Woburn, Massachusetts.

Fisher, D.W.; Gambell, A.W; Linkens, G.E.; Bormann, F.H. 1968. Atmospheric contributions to water quality of streams in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Water Resour. Res. 4(5):1115-1126.

Hornbeck, J.W. 1981. Acid rain: facts and fallacies. J. For. 79(7):438-443.

Hornbeck, J.W.; Likens, G.E.; Eaton, J.S. 1976. Seasonal patterns in acidity of precipitation and their implications for forest stream ecosystems. Pages 597-609 *in* Proc. First International Symp. on Acid Precipitation and the Forest Ecosystem, USDA Forest Serv. Gen. Tech. Rep. NE-23.

Johnson, A.H. 1979. Acidification of headwater streams in the New Jersey Pine Barrens. J. Environ. Qual. 8(3):383-386.

Jonsson, B.; Sunberg, R. 1972. Has the acidification by atmospheric pollution caused a growth reduction in Swedish forests? R.Coll. of For. Dep. For. Yield Res., Stockholm Res. Note nº 20, 47 p.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York. 146 p.

Trent, R.E.; Weedfall, R.O.; Dickerson, W.H. 1970. West Virginia climate in relation to weather sensitive industry. West Virginia Univ. Agric. Exp. Stn. Bull. 591T, 26 p.

USDA soil conservation service. 1970. West Virginia soil and water conservation needs inventory. USDA Soil Conserv. Serv., Morgantown, West Virginia, 189 p.

Répartition des polluants atmosphériques dans un système forestier : effets des dépôts de métaux et d'anhydride sulfureux sur la végétation et les sols

G. Hogan
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières du Nord
Edmonton (Alberta)

D. Wotton
Ministère de l'Environnement du Manitoba

Résumé

On a analysé les dépôts de métaux et de soufre provenant d'une fonderie de cuivre-nickel sur une forêt boréale. On a observé des concentrations élevées de nickel et de cuivre dans la végétation et les sols jusqu'à 20 km de la source ponctuelle. Les sols contaminés par les métaux provenant de sites proches de la source (< 2,5 km) contenaient plus de 1 500 mg kg^{-1} de Ni et 300 mg kg^{-1} de Cu, ce qui avait un effet délétaire important sur la croissance des semis de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.). La chlorose des semis et la morphologie des racines de plantes cultivées en serre ont révélé que la toxicité des métaux était à l'origine de la baisse de croissance des semis.

On a relevé des concentrations élevées de soufre dans les aiguilles d'épinette noire (*Picea mariana* L.) prélevées sur ces mêmes sites mais pas dans le feuillage ou les sols des pins gris provenant des mêmes lieux. Le pH du sol de surface variait de 3,4 à 5,6 mais était sans rapport avec la distance de la source ponctuelle, ce qui porte à croire que l'acidification des sols n'est pas due aux forts taux d'émission de SO_2 (> 1 000 t/$jour^{-1}$). Les effets combinés des particules de métal et d'anhydride sulfureux ne suffisent pas à provoquer des changements au niveau de la qualité des semences ou de la composition nutritive du feuillage.

Acidification des sols forestiers dans le sud de la Finlande

Satu Huttunen et Marketta Karhu
Département de botanique
Université de Oulu
Oulu 10, Finlande

Résumé

On a constaté dans le sud de la Finlande une hausse de l'acidité des précipitations et des dépôts secs de substances acidifiantes. Les districts de la forêt du Uusimaa ont été divisés et cartographiés comme quatre classes différentes de dépôts de soufre selon la teneur en soufre des aiguilles. Des échantillons de sol forestier ont été prélevés dans les régions considérées et on a calculé la concentration d'ions hydrogène, leur conductivité et les quantités d'ions Al^{3+} échangeables. Les échantillons de sol ont été prélevés dans les couches d'humus (couche d'humus de surface A_0 et couche d'humus de fond $A_1 + A_2$) et dans le sol à une profondeur de 0,3 à 0,5 m (B ou C).

Certaines caractéristiques régionales de l'acidité de l'humus du sol ont été constatées aux environs des régions recevant des dépôts plus élevés; le pH moyen des échantillons de humus était inférieur à 4,15 ou oscillait entre 4,16 et 4,35. Le pH moyen normal des forêts de type *Calluna* du sud de la Finlande varie entre 4,36 et 4,55. Certaines régions bénéficiant d'un sol argileux à meilleur pouvoir tampon ont un pH supérieur à 4,56. Une légère acidification des forêts plus pauvres ressort d'anciennes analyses du sol datant des années 1950. La solubilité de l'aluminium du sol augmente à un pH inférieur à 4,5. On a relevé des preuves d'une solubilité accrue dans les régions soumises à une plus forte acidification.

Composition de l'eau de pénétration par les frondaisons de types de couverts forestiers variables exposés aux pluies acides dans le centre du Nouveau-Brunswick

R.C. Ingersoll et H.H. Krause
Département des ressources forestières
Université du Nouveau-Brunswick

Résumé

L'eau de pénétration par les frondaisons sous le couvert de forêts de feuillus, de conifères et de forêts mixtes a été collectée au moyen de 25 collecteurs fixes placés sur trois parcelles de 0,25 ha d'avril à octobre 1981 et 1982. Les pluies incidentes ont été échantillonnées dans un collecteur de retombées globales situé dans une clairière proche. Le pH de l'eau de pénétration par les frondaisons était généralement supérieur à celui des précipitations ambiantes; le couvert des forêts de feuillus, de conifères et des forêts mixtes avait éliminé respectivement 77 %, 76 % et 80 % des ions H^+. Les concentrations d'azote organique, de phosphore total, d'ions K^+, Ca^{2+} et Mg^{2+} dans l'eau de pénétration par les frondaisons étaient supérieures aux concentrations correspondantes des précipitations à toutes les dates d'échantillonnage. Pas moins de 85 % des échantillons d'eau de pénétration par les frondaisons analysés affichaient une hausse de la concentration d'ions Na^+ SO_4^{2-} et d'azote total. Les concentrations d'azote inorganique étaient généralement moindres dans l'eau de pénétration par les frondaisons que dans les précipitations incidentes. On a établi une corrélation étroite entre la somme des cations (équivalents de Na^+, K^+, Ca^{2+} et Mg^{2+} ha^{-1}) et notamment les quantités individuelles d'ions Ca^{2+} et Mg^{2+} lessivés du couvert durant une période d'échantillonnage donnée ($r > 0,8$) et l'élimination d'ions H^+ (équivalents ha^{-1}) par le couvert à cause des précipitations incidentes. Cela confirme certaines hypothèses émises au préalable selon lesquelles le lessivage des cations nutritifs du couvert fait intervenir un processus d'échange d'ions.

Propriétés chimiques d'événements successifs de précipitations acides, de l'eau de pénétration par les frondaisons et qualité de l'eau des cours d'eau dans un peuplement de bouleaux jaunes, parc des Laurentides, Canada

H.G. Jones, J.C. Auclair, D. Cluis et M. Ouellet
Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)
Université du Québec
Sainte-Foy (Québec)

Résumé

L'échantillonnage séquentiel des précipitations incidentes (pluie), de l'eau de pénétration par les frondaisons et des eaux d'écoulement au cours d'événements pluvio-hydrologiques isolés dans une forêt mûre de bouleaux jaunes (Lac Tantaré, région du parc des Laurentides, Québec) a révélé que l'effet du couvert des arbres surles précipitations se reflétait dans les propriétés chimiques de l'eau de pénétration par les frondaisons ayant trait au lavage des dépôts secs et au lessivage de la couverture végétale. L'échange total net (taux de dépôt) des éléments solubles (<0,45 µm) avec les précipitations incidentes a augmenté dans l'ordre Pb <H^+ <Al <Na^+ <SO_4^{2-} <Fe <NO_3^- <Ca^{2+} <Mg^{2+} <Mn <K^+. Le taux de lavage des dépôts secs a été évalué en analysant l'aluminium et le fer dans les échantillons séquentiels, ce qui a permis de calculer les taux nets de lessivage des éléments lorsque les taux globaux de dépôt étaient élevés (Ca, Mg, Mn et K). Les différences marquées observées entre les propriétés chimiques de l'eau de pénétration par les frondaisons de différents événements (ph) ne se reflétaient pas dans les principaux ruisseaux d'amont (pH 4,4-4,8) drainant le bassin versant. L'aluminium présent seulement en faibles concentrations dans les précipitations et l'eau de pénétration par les frondaisons est toujours fortement concentré dans les eaux d'écoulement.

Introduction

L'augmentation progressive des précipitations acides sur d'importantes régions de l'est de l'Amérique du Nord en raison du transport à grande distance des polluants atmosphériques (Likens et Butler, 1981; Ouellet et Jones, 1982) est considérée comme l'un des principaux facteurs responsables de l'augmentation des niveaux d'acidité des écosystèmes aquatiques (Burns *et al.*, 1981) et est également soupçonnée d'être à l'origine du dépérissement des forêts de l'est depuis vingt ans (Johnson et Siccama, 1983). Ce dépérissement se caractérise par la mort et la mortalité excessive des arbres (comme l'épinette rouge), surtout en altitude, où l'interaction physique de la couverture des nuages et de la végétation est monnaie courante. L'interaction du couvert forestier et de la pluie à plus basse altitude entraîne une modification chimique de la litière qui s'explique à la fois par le lavage des dépôts secs des feuilles, des branches et des troncs et par le lessivage des feuilles. L'effet délétaire du lessivage foliaire par les niveaux actuels de pluies acides sur la croissance des forêts n'est pas significatif par rapport aux effets délétaires sur la matrice sol/racines (Johnson et Siccama, 1983). Toutefois, ces conclusions proviennent essentiellement d'observations pragmatiques à court terme des lésions foliaires visibles après un traitement acide extrême (pH <3) (Wood et Bormann, 1975) et ne peuvent être directement appliquées aux forêts comme celles que l'on trouve dans le nord-est de l'Amérique qui sont exposées depuis des dizaines d'années aux polluants atmosphériques. À cet égard, l'affaiblissement physiologique progressif des fonctions des arbres pourrait être le fait d'une hausse des exigences énergétiques imposées aux mécanismes de translocation des arbres pour le transport accéléré des éléments nutritifs essentiels au cours d'une agression acide. Cela serait une façon de réagir aux microlésions provoquées par les aérosols acides perturbés et absorbés et neutraliserait la perte d'éléments nutritifs par lessivage dans les espaces intercellulaires des feuilles par dissolution des métabolites ou neutralisation des ions hydrogène (Parker, 1983). Comme nous l'avons vu plus haut (Wood et Bormann, 1975), les lésions subies par le feuillage des arbres à cause des aérosols

atmosphériques qui donnent lieu à un pH des précipitations de l'ordre de 4,2 à 4,5 ne semblent pas produire de lésions visibles extérieures dans les cuticules des feuilles. La principale agression des précipitations acides sur le couvert des forêts du nord-est pourrait ainsi être le lessivage des éléments nutritifs depuis l'intérieur de la structure des feuilles. La relation entre ce phénomène et l'incidence des précipitations acides sur la matrice sol/racines serait synergique, le transport dans le couvert étant tributaire de la dernière. Les implications de ces différences entre les effets des dépôts secs et le lessivage sur le métabolisme des arbres ont conduit bien des chercheurs à tenter d'établir une distinction entre les deux phénomènes par des moyens directs ou indirects (Parker, 1983). Une méthode indirecte consiste à déterminer la part jouée par le lavage des dépôts secs dans le dépôt global de l'eau de pénétration par les frondaisons; si l'on compare cette dernière au dépôt des précipitations incidentes, on devrait pouvoir évaluer le taux de lessivage de certains éléments nutritifs du couvert des arbres. Dans la présente communication, nous rendrons compte des résultats d'une expérience visant à déterminer par des moyens indirects, à savoir par l'analyse chimique d'échantillons séquentiels de pluie prélevés au cours d'événements discrets (printemps-automne 1982), l'apport du lessivage du couvert à la qualité de l'eau de pénétration par les frondaisons dans un peuplement mûr de bouleaux jaunes dans la forêt mixte des Laurentides dans l'est du Canada. En outre, nous avons mesuré parallèlement la qualité de l'eau d'écoulement pour savoir s'il existe une relation entre les incidences globales sur la qualité des eaux de surface et les caractéristiques de l'eau de pénétration par les frondaisons au cours d'événements isolés.

Caractéristiques du Site

Le site choisi pour cette étude était un peuplement mûr de bouleaux jaunes situé sur la rive orientale du lac Tantaré (0,99 km^2, bassin versant 10 km^2), à 40 km au nord de Québec, Canada (Ouellet et Jones, 1983). Le bassin versant n'a jamais été colonisé ou exploité, si ce n'est dans le cadre de deux expériences avortées de récolte de bois dans les années 1940 et 1960. Le lac et le bassin versant font partie de la réserve écologique de Tantaré et sont administrés par le gouvernement du Québec. Il est possible de mener à bien certains programmes expérimentaux dans la réserve. On ne recense aucune source ponctuelle appréciable de polluants acides dans un rayon de 50 km et l'unique source possible d'apport de particules atmosphériques à courte distance serait l'établissement de recherche des Forces armées canadiennes de la base Valcartier, à 10 km au sud-ouest. Les précipitations dans la région s'élèvent à 1 000 mm an^{-1}, dont environ 30 % tombent sous forme de neige. Le niveau d'acidité moyen actuel s'exprime par un pH de 4,2. Le sol (podzol) du bassin versant est mince et recouvre un substratum rocheux de gneiss et de granit; en altitude, la moraine glaciaire est pratiquement absente. Durant les périodes sèches prolongées, le débit des cours d'eau devient intermittent et réagit rapidement à des quantités appréciables de précipitations. L'acidité des cours d'eau est systématiquement élevée (pH 4,6,$[H^+]$ = 25,1 µEq L^{-1}) pour tous les principaux cours d'eau coulant dans un lit de roches; les petits cours d'eau à débit hypodermique affichent une moindre acidité (pH 6,0,$[H^+]$ 1 µEq L^{-1}). Le pH du lac varie de 4,9 à 5,2; les changements survenus dans la structure de la communauté lacustre depuis dix ans, c'est-à-dire la colonisation par les macrophytes, l'augmentation de la transparence et la régression de la population de truites naturelles, portent à croire que ce lac est en voie d'acidification selon le même processus qui affecte les lacs d'autres régions (Wright *et al.*, 1980).

Méthodes

Un collecteur de précipitations a été construit en clouant une feuille de fibre de verre enroulée (1 m x 2 m) sur un cadre en bois; on a entouré de plastique la tête des clous pour prévenir la contamination par le métal. Le cadre a été légèrement incliné pour que les précipitations interceptées s'écoulent dans un collecteur à gouttière en plastique relié à des bouteilles. Le collecteur a été installé sous un grand bouleau jaune mûr (100-150 ans d'âge) dans un peuplement bien espacé où la densité du couvert était complète. Un collecteur analogue a été installé dans une clairière (à 20 m du bouleau

jaune) sans interception par le couvert dans un rayon de 15 m du collecteur. Les deux collecteurs et les bouteilles ont été lavés à l'acide nitrique (0,5 mL HNO_3 (40 %); 1 L d'eau distillée) et bien rincés à l'eau distillée par temps sec. Après la préparation des collecteurs et avant le commencement d'une chute de pluie donnée, les collecteurs ont été recouverts de feuilles en fibre de verre enroulée pour éliminer l'accumulation de dépôts secs et la contamination des précipitations incidentes ou de l'eau de pénétration par les frondaisons qui en résulte. Les cours d'eau ont été échantillonnés directement au poste de jaugeage situé sur le cours d'eau à 850 m du collecteur d'eau de pénétration par les frondaisons. Au début d'une chute de pluie donnée, les opérateurs des collecteurs de précipitations et d'eau des cours d'eau ont noté les rapports volume recueilli/temps ou niveau du cours d'eau/temps à l'aide de chronomètres synchronisés pendant toute la durée de la chute donnée. Les échantillons ont été préfiltrés dans une grille en plastique de 177 µm et l'on a mesuré le pH et la conductivité au moyen d'une électrode à ions spécifiques (radiomètre PHM53) et d'une sonde de conductivité (radiomètre CD) immédiatement après la chute donnée. Les échantillons ont à nouveau été filtrés (avec un filtre à millipores de 0,45 µm), réfrigérés (0-4°C) et les anions (Cl, PO_4^{3-}, SC_4^{2-}, NO_3^-) ont été analysés par chromatographie sur échangeur d'ions dans les 48 heures qui ont suivi l'échantillonnage. Les analyses des cations majeurs (CA^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+) et des métaux (Fe, Al, Ca, Mn, Cr, Pb) ont été réalisées par absorption atomique dans le délai prescrit de six mois sur les échantillons conservés dans une solution d'acide nitrique (Jones et Bisson, 1980).

Résultats et Analyse

Événements de précipitation

L'échantillonnage séquentiel a été réalisé à quatre reprises (le 29 juin, le 28 juillet, le 19 août et le 27 septembre) au printemps et à l'automne 1982, périodes durant lesquelles le peuplement de bouleaux jaunes a évolué d'une feuillaison printanière complète à la sénescence du couvert juste avant le dépôt des feuilles sur la litière. Les figures 1 et 2 indiquent les taux de précipitation de chaque événement au moment de l'échantillonnage. La chute de pluie continue et relativement régulière du 29 juin a été échantillonnée dans sa totalité sur une période d'environ 1,5 heure. Par opposition, la chute du 28 juillet, une averse torrentielle, a été échantillonnée toutes les 20 secondes après le début de l'événement pendant 10 minutes, après quoi on a interrompu l'opération. Le taux de précipitation de la pluie du 19 août était irrégulier et a fluctué d'un crachin à des épisodes de pluie plus intenses; cette pluie a fait l'objet d'un échantillonnage séquentiel pendant environ 1,5 heure, après quoi l'événement a diminué en crachin. Le dernier événement, celui du 9 septembre, s'est caractérisé par des chutes de pluie intermittentes tout au long de la journée dont on a effectué l'échantillonnage séquentiel pendant 1,5 heure de pluie légère continue. Cet échantillonnage a eu lieu 6 heures après la première des nombreuses chutes de pluie intermittentes. L'intégration des taux respectifs pour obtenir le dépôt global d'eau de pluie mesuré durant chaque événement (tableau 1) révèle que l'interception et(ou) l'évaporation des précipitations incidentes n'ont eu d'importance que lors de la pluie légère du 19 août, lorsque 42 % de l'eau de pluie a été retenue par le couvert.

Dépôt global d'ions et de métaux

Pour éliminer les effets de concentration dus à l'évaporation du couvert des précipitations incidentes, lorsqu'on a comparé la composition chimique de celles-ci à celle de l'eau de pénétration par les frondaisons, on a calculé le dépôt global des espèces d'ions majeurs (µEq m^{-2}) et des métaux (µEq m^{-2}) pour la période de temps nécessaire au prélèvement de chaque échantillon isolé. Le total de ces quantités de dépôts isolés a permis de calculer les valeurs du dépôt global des ions majeurs et des métaux qui est intervenu durant la totalité de chacun des quatre épisodes de pluie (tableau 1).

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques des précipitations incidentes (0) et de l'eau de pénétration par les frondaisons (C) de quatre événements de précipitation, Lac Tantaré, Québec, 1982.

Événement	Durée (mn)		Dépôt total																					
			Précipitationn (mm)		H^+ µEq m^{-2}		Ca^{2+} µEq m^{-2}		Mg^{2+} µEq m^{-2}		K^+ µEq m^{-2}		Na^+ µEq m^{-2}		Fe µEq m^{-2}		Mn µEq m^{-2}		Al µEq m^{-2}		Pb µEq m^{-2}		NO_3 µEq m^{-2}		SO_4 µEq m^{-2}	
	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C	O	C
29-06	96.0	108.0	5.01	4.82	82.8	4.7	2.5	68.8	1.6	80.5	1.9	117.2	21.3	44.1	31.5	163.6	5.0	186.0	19.5	47.9	16.1	9.0	-	-	-	-
28-07	10.0	10.0	13.45	13.45	494.0	225.0	83.0	298.3	28.2	343.9	30.8	431.4	31.6	48.0	703.0	1101.0	62.0	908.0	519.0	719.0	71.6	51.8	99.7*	233.2*	104.7*	180.9*
19-08	168.0	170.0	5.38	3.14	113.8	54.6	456.4	444.7	65.5	148.5	28.0	237.8	22.4	28.1	1126.5	350.7	70.9	984.7	1026.6	216.0	37.5	12.2	286.2	207.9	289.5	345.7
27-09**	124.0	145.0	2.69	2.69	82.2	159.3	15.0	198.2	2.3	78.6	1.2	186.9	3.6	6.4	13.5	55.7	6.1	650.2	5.1	9.1	10.0	6.8	51.5	253.0	87.8	224.7

* dépôt total pendant 6 minutes seulement

** la période d'échantillonnage séquentiel a débuté 6 heures après le début des pluies intermittentes

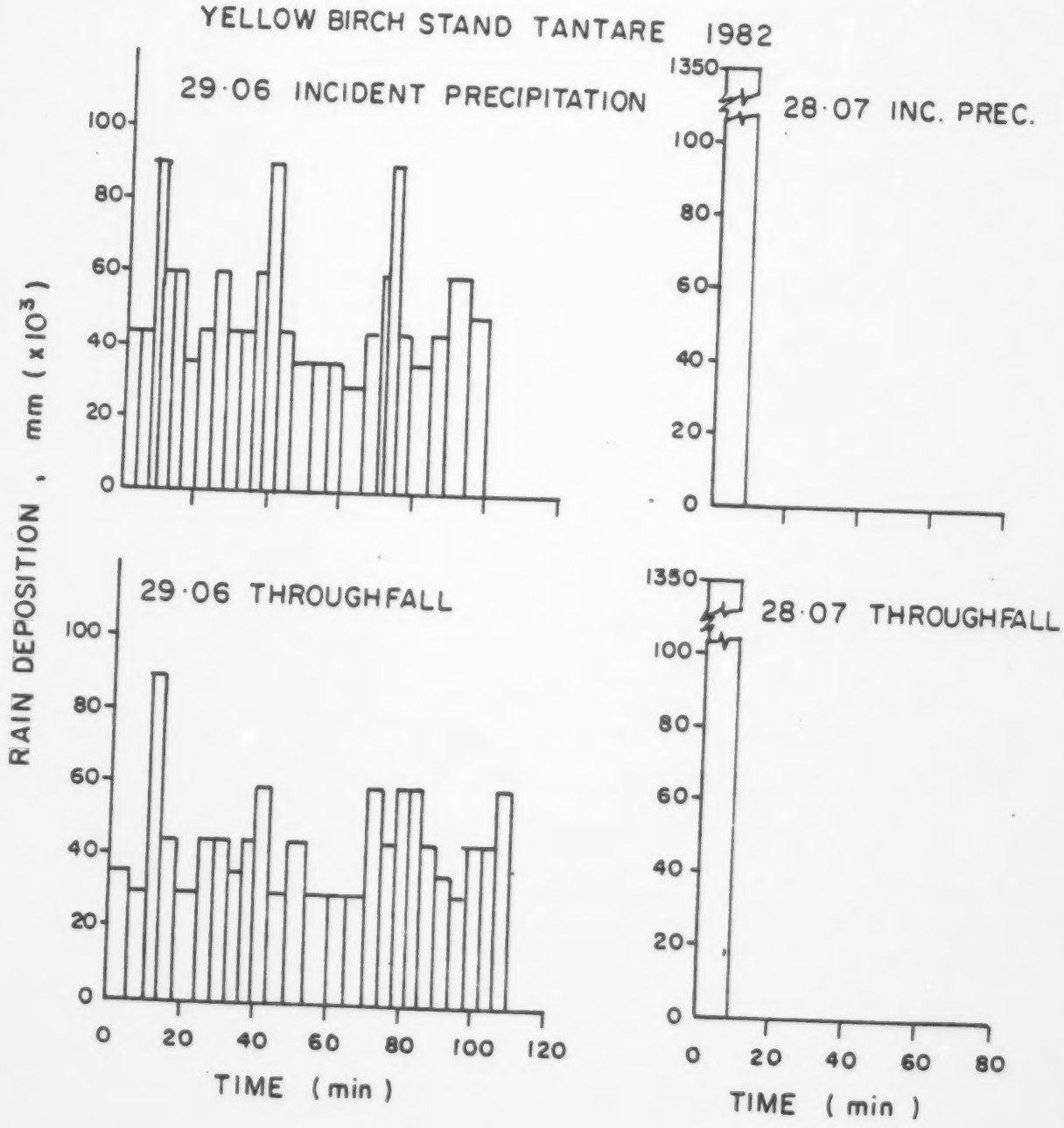


Figure 1. Dépôt de pluie (mm x 10³), peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 29 juin et 28 juillet 1982.

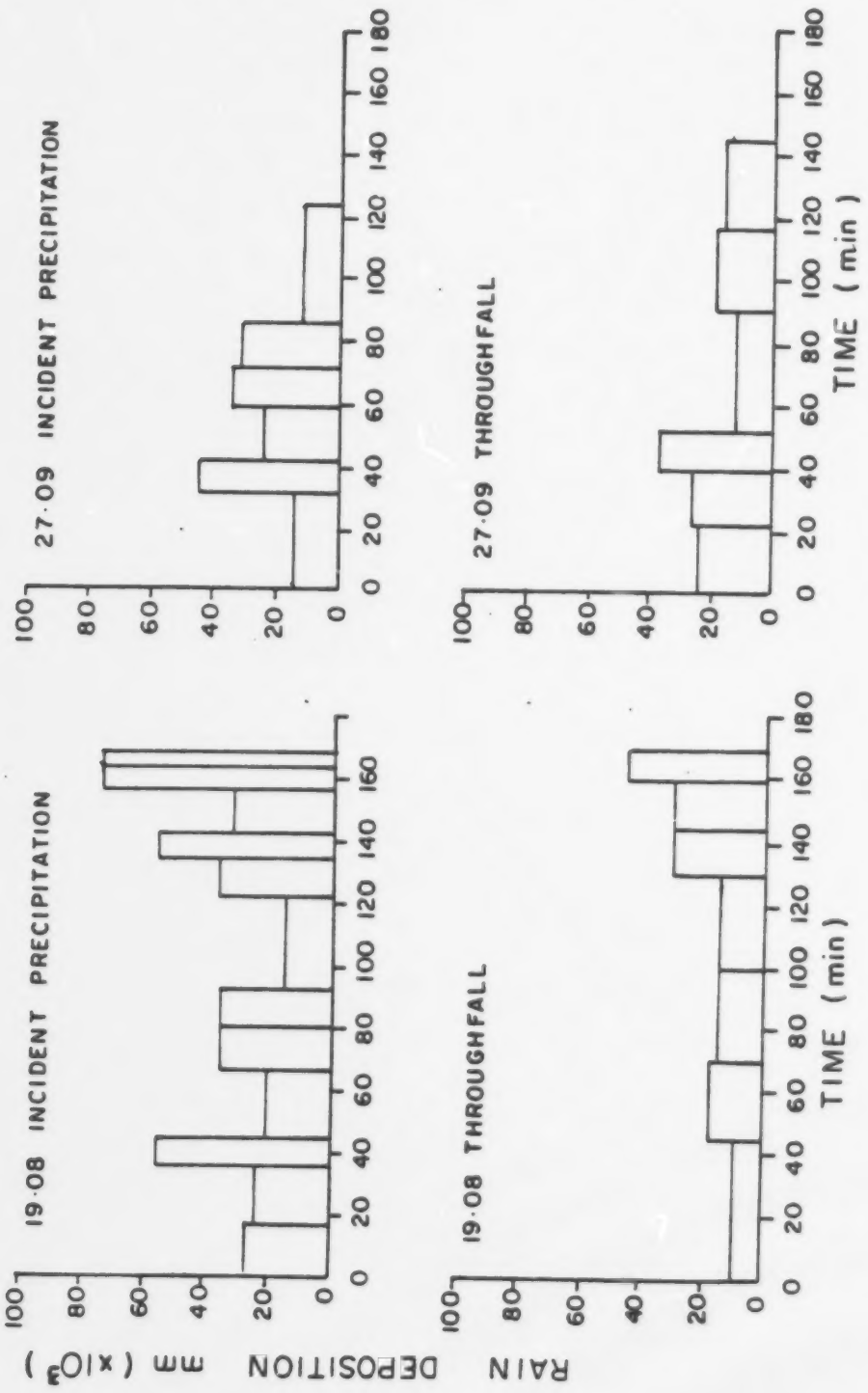


Figure 2. Dépôt de pluie (mm x 10^3), peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 19 août et 27 septembre 1982.

Si l'on compare la quantité totale d'ions majeurs (µEq m^{-2}) et de métaux lourds (µg m^{-2}) déposée par les pluies incidentes durant chaque événement, on constate que la plupart des pluies incidentes contenaient des quantités relativement faibles d'impuretés solubles; la pluie du 19 août se distingue cependant par la forte concentration d'ions et de métaux lourds qu'on y a détectée.

Les rapports de dépôt moyen (D_C/D_I : D_C, dépôt d'eau de pénétration par les frondaisons; D_I, dépôt de pluies incidentes) pour tous les événements étaient Pb (0,6 ± 0,2) <H^+ (0,74 ± 0,83) <Al (1,5 ± 1,0) <Na^+ (1,7 ± 0,4) <SO_4^{2-} (1,8 ± 0,7) <Fe (2,8 ± 2,2) <NO_3 (9,5 ± 11,9) <Ca^{2+} (11,3 ± 12,0) <Mg^{2+} (24,6 ± 21,6) <Mn (43,1 ± 43,7) <K^+ (67,5 ± 69,9). Ces valeurs soutiennent relativement bien la comparaison avec les données de Eaton *et al.* (1987) à propos d'un peuplement de bouleaux jaunes au New Hampshire (H^+, 0,06; Na^+, 1,7; NO_3^-, 2,8; SO_4^{2-}, 3,9; Ca^{2+}, 9,4; Mg^{2+}, 18,7; K^+, 72,2) durant une période similaire (juin-octobre). Les faibles valeurs relatives à Pb, Al, Na^+, SO_4^{2-} et Fe traduisent les petites quantités de ces substances que le couvert apporte à l'eau de pénétration par les frondaisons. Cela nous indique en l'occurrence que la principale source additionnelle de ces éléments dans les précipitations après le contact avec le couvert est le lavage des dépôts secs. Na^+, Al et Fe contribuent donc peu au pouvoir tampon du couvert qui compte essentiellement sur le lessivage d'éléments comme Ca^{2+}, Mg^{2+}, Mn et K^+ moyennant des rapports de dépôt élevés. Impossible toutefois d'établir une relation directe entre le pouvoir tampon du couvert à un moment quelconque et le lessivage concomittant des ions Ca^{2+}, Mg^{2+}, Mn et K^+. La figure 3 qui indique la déperdition ou le gain net d'ions H^+, Mg^{2+}, K^+ et Na^+ (µeq mm^{-1} m^{-2}) par les pluies incidentes après le contact avec le couvert (eau de pénétration par les frondaisons) à propos des quatre événements étudiés, prouve que le lessivage dans le couvert au sol dépasse de loin ce qui est nécessaire pour neutraliser la concentration d'ions H^+ dans les précipitations incidentes. En outre, les taux de lessivage qui augmentent vers la fin de l'été et à l'automne peuvent également afficher de fortes valeurs sans contribuer à la neutralisation nette des précipitations incidentes (comme l'événement de précipitation du 27-09). Il semble que le processus de lessivage des cations majeurs dans le couvert au sol soit associé essentiellement à l'élimination des matériaux organiques (Hoffmann *et al.*, 1980). On en veut pour preuve la forte teneur organique de l'eau de pénétration par les frondaisons par rapport à celle des précipitations incidentes et les carences anioniques relativement importantes qu'affiche la première par rapport aux dernières lorsqu'on compare les déséquilibres ioniques des deux types de précipitations (par exemple pour l'événement du 21 septembre : Σ-ve = 1,42 Σ + ve - 1,34, r^2 = 0,93, n = 7 pour les précipitations incidentes; Σ-ve = 1,37 Σ + ve - 60,25, r^2 = 0,99, n = 7 pour l'eau de pénétration par les frondaisons, alors que Σ -ve = somme des anions majeurs Cl^-, PO_4^{3-}, NO_3^-, SO_4^{2-} et que Σ + ve = somme des cations majeurs H^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ et Na^+).

Analyse séquentielle des taux de dépôt d'ions et de métaux

Compte tenu des rapports de dépôt (D_C/D_I) des ions majeurs et des métaux étudiés, on a voulu utiliser les résultats de l'analyse par échantillonnage séquentiel de l'eau de pénétration par les frondaisons en ce qui concerne Fe, Al, SO_4^{2-} et Na^+ pour déterminer le taux de lavage des dépôts secs. Dans cette région, les précipitations incidentes qui tombent sous forme de pluie ou de neige (Jones et Bisson, 1980) contiennent parfois de fortes charges de fer et d'aluminium qui sont fortement corrélées (Al = 0,96 x Fe - 3,72 µg m^{-2}, r^2 = 0,96, n = 60 pour les précipitations incidentes, printemps-automne 1982). Les quantités relatives de ces éléments dans l'eau de pénétration par les frondaisons pour la même période sont également fortement corrélées (Al = 0,8 x Fe - 1,90 µg m^{-2}, r^2 = 0,92, n = 65). Même si l'on ignore exactement l'origine de cette charge de polluants atmosphériques, elle résulte probablement du transport à courte distance de grosses particules de poussière alors que le taux de dépôt de ces substances peut fluctuer considérablement durant le même événement. Dans certaines conditions, comme celles qui prévalaient lors de l'événement du 19 août, le couvert peut même afficher une assimilation apparente de fer et d'aluminium (tableau 1). Toutefois, lorsqu'on est en présence d'une combinaison de faibles charges de fer et d'aluminium dans les précipitations incidentes et d'un taux de chute de pluie régulier, l'analyse séquentielle de ces éléments à la fois dans l'eau de pénétration par les frondaisons et les précipitations incidentes peut permettre d'évaluer le taux de lavage des dépôts secs. Les figures 4 et 5 qui reproduisent les taux de dépôt de fer et

d'aluminium pour l'événement du 28 juillet indiquent que le taux de lavage des dépôts secs par l'eau de pénétration par les frondaisons a suivi une courbe exponentielle caractéristique d'une réaction de premier ordre et a atteint la valeur asymptomatique des charges de fer et d'aluminium dans les précipitations de fond 6 minutes (soit 8,1 mm de pluie) après le début de l'événement. Cela correspond de près au temps qu'il a fallu au taux de dépôt de SO_4^{2-} dans l'eau de pénétration par les frondaisons pour atteindre celui des précipitations incidentes (figure 6) mais pas celui de Na^+ (figure 7). Le taux de dépôt de ce dernier ion dans l'eau de pénétration par les frondaisons a chuté rapidement au niveau de celui des précipitations incidentes dans les 60 secondes (1,35 mm) qui ont suivi le début de l'événement. Cela s'explique probablement par les taux différentiels de solubilisation ou de séparation des dépôts secs, qui à leur tour dépendent de la nature des matériaux déposés (Little, 1977).

Le plomb, le cuivre et le chrome se sont révélés de mauvais indicateurs du lavage des dépôts secs; le cuivre et le chrome étaient systématiquement proches des seuils de détection des méthodes utilisées, les quantités de plomb étaient moindres dans l'eau de pénétration par les frondaisons que dans les précipitations incidentes et on n'a pu dégager aucune tendance claire au niveau du lavage. Cela n'a rien d'étonnant quand on saitque les formes solubles d'aérosols de plomb qui ont une incidence sur le couvert des forêts sont présentes en concentrations nettement inférieures à ce que l'on trouve dans les précipitations incidentes (Lindberg et Harris, 1981).

La chute exponentielle des éléments à faible rapport de dépôt a également été constatée durant l'échantillonnage séquentiel de l'événement du 27 septembre. La même chute a été observée durant l'événement du 29 juin, encore que dans une moindre mesure; cela s'explique par les fluctuations périodiques des concentrations de Fe et de Al durant l'événement. Dans le cas de l'événement du 19 août où la pluie était fortement chargée de matière minérale, les valeurs de Fe et Al ont quintuplé durant l'événement et les propriétés chimiques de l'eau de pénétration par les frondaisons ont suivi de près les changements concomittants intervenus dans les précipitations incidentes. Les caractéristiques chimiques séquentielles d'événements isolés (Yawney et Leaf, 1971; Sollins et Drewry, 1970) dépendent donc à la fois des charges de matériaux déposés par voie sèche dans le couvert et des produits de lessivage potentiels et de la variation des quantités des mêmes matériaux dans les pluies incidentes durant l'événement.

D'après les taux de dépôt enregistrés durant l'échantillonnage séquentiel initial, comme en témoignent les figures 4, 5, 6 et 7, on constate que le phénomène de piégeage atmosphérique et de lavage des aérosols et des poussières atmosphériques (Kins, 1982) est analogue à celui des aérosols déplacés sur le couvert des arbres.

Tous les éléments qui ont un fort taux de dépôt (Ca^{2+}, Mg^{2+}, fig. 8; K^+, fig. 9; Mn) affichent un comportement analogue à celui de Fe, Al SO_4^{-2} et Na^+, si ce n'est que les valeurs aysmptotiques du taux de dépôt obtenu au bout de 6 minutes étaient très nettement supérieures dans le cas des échantillons séquentiels d'eau de pénétration par les frondaisons que dans celui des précipitations incidentes. Si l'on présuppose que les taux de solubilisation ou de séparation des ions Ca^{2+}, Mg^{3+}, K^+ et Mn déposés par les aérosols dans le couvert sont analogues à ceux de Fe, Al, Na^+ et SO_4H^{2-}, ces valeurs asymptotiques représentent alors les vrais taux de dépôt d'ions par lessivage dans le couvert au sol. Les taux de lessivage calculés par cette méthode ont donné les valeurs suivantes pour l'événement du 28 juillet : Ca^{2+}, 14 µEq $mm^{-1}m^{-2}$; Mg^{2+}, 16 µEq $mm^{-1}m^{-2}$; Mn 45 µg $mm^{-1}m^{-2}$; K^+, 22 µEq $mm^{-1}m^{-2}$. Pour s'assurer que ce phénomène du lessivage dans le couvert au sol se produit généralement indépendamment de l'acidité des précipitations attendues, il suffit de savoir que même lorsque les précipitations incidentes et l'eau de pénétration par les frondaisons du couvert atteignent des valeurs basses analogues en ce qui concerne les taux de dépôt d'ions H^+ (19 août, figure 10), le lessivage se produit quand même (K^+, figure 11). Toutefois, il est difficile de savoir si ces taux de lessivage subissent l'influence de la charge en ions H^+ des précipitations incidentes. Une comparaison des taux de dépôt séquentiel de Mg^{2+} lors de l'événement du 28 juillet (figure 8) et des taux de dépôt séquentiel d'ions H^+ lors du même événement (figure 12) révèle que l'augmentation du

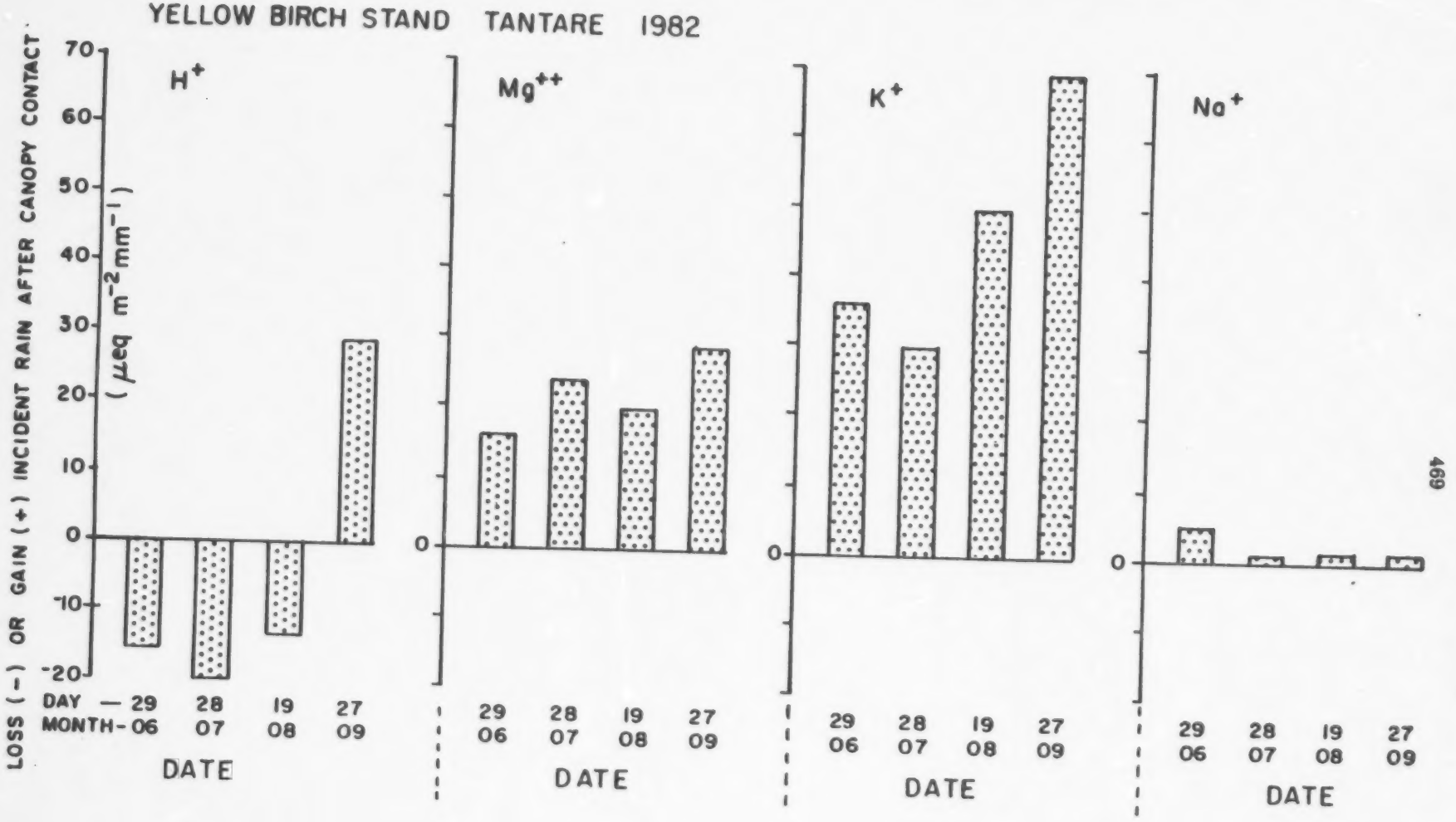


Figure 3. Déperdition (-) ou gain (+) d'ions H^+, Mg^{2+}, K^+ et Na^+ ($\mu eq\ m^{-2} mm^{-1}$) par les pluies incidentes après le contact avec le couvert, peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 1982.

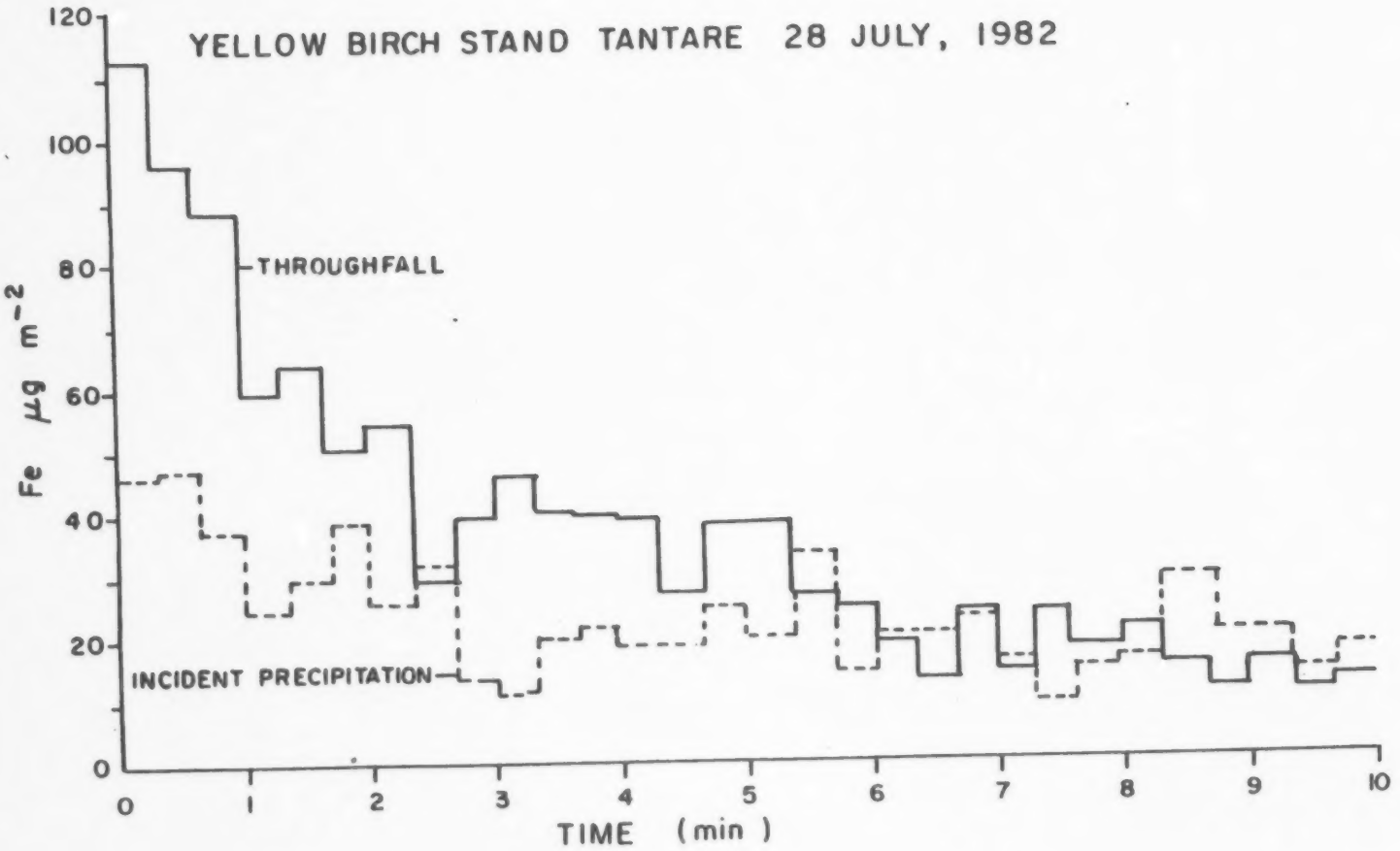


Figure 4. Dépôt de fer (µg m^{-2}) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 28 juillet 1982.

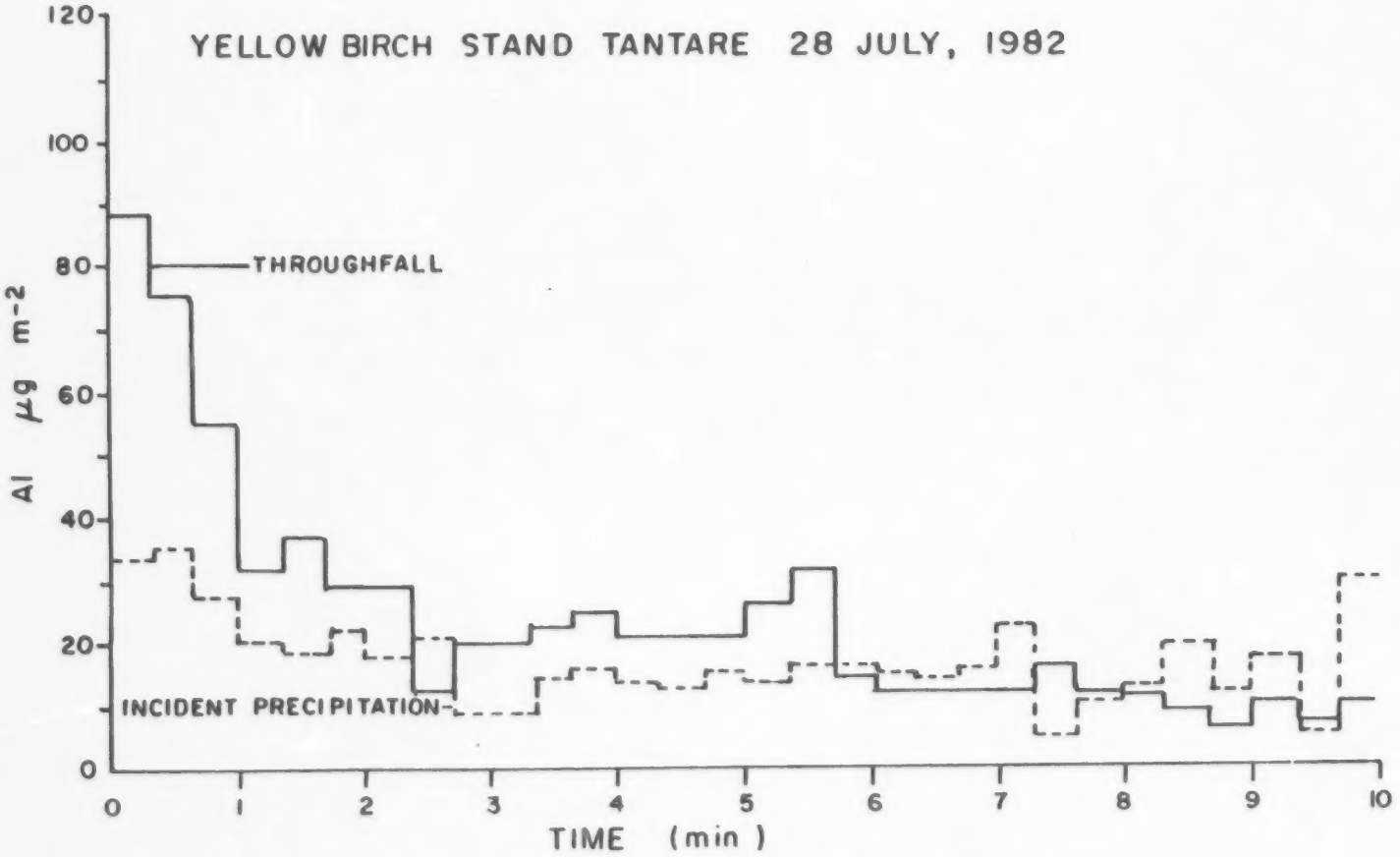


Figure 5. Dépôt d'aluminium (µg m^{-2}) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 28 juillet 1982.

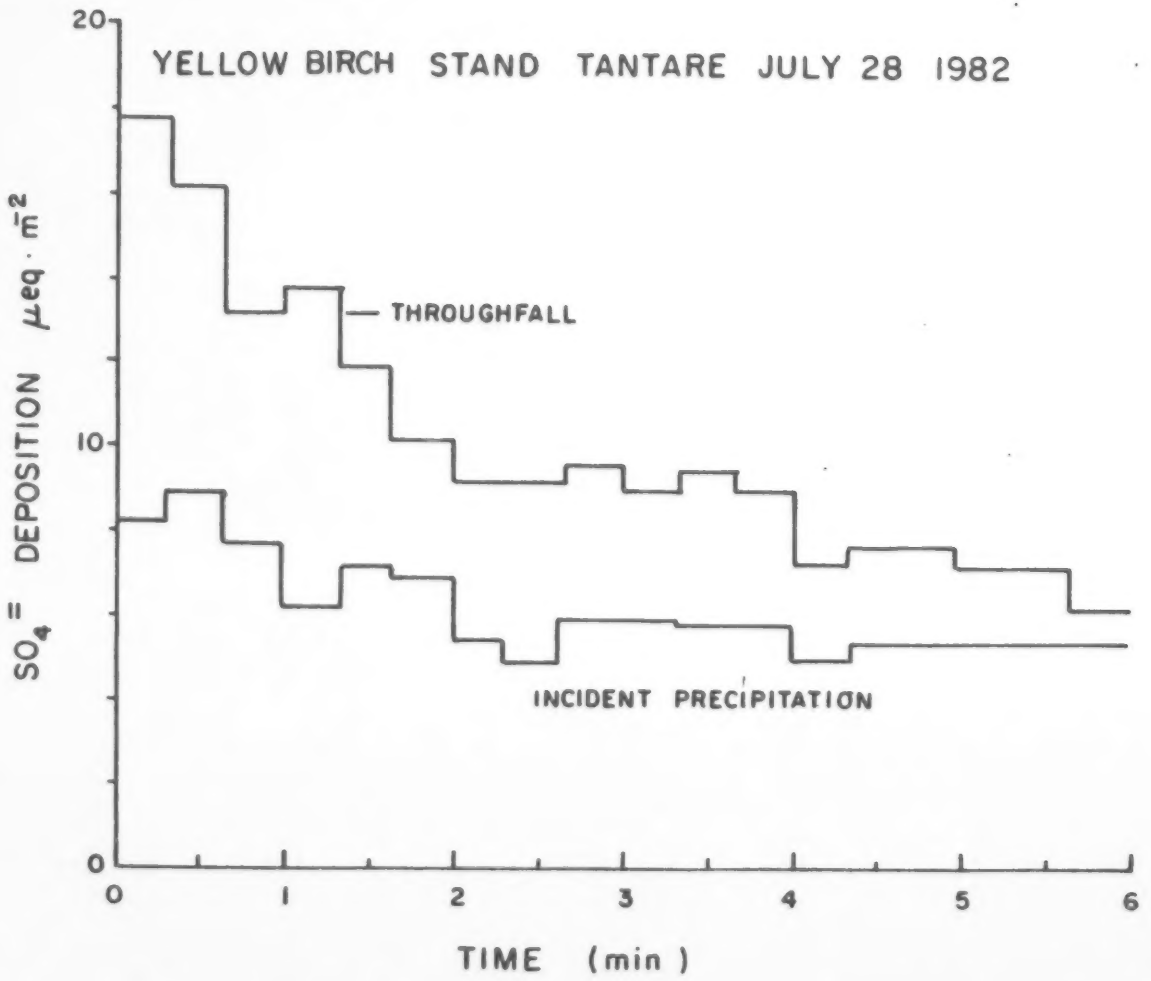


Figure 6. Dépôt de SO_4^{2-} ($\mu Eq\ m^{-2}$) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 28 juillet 1982.

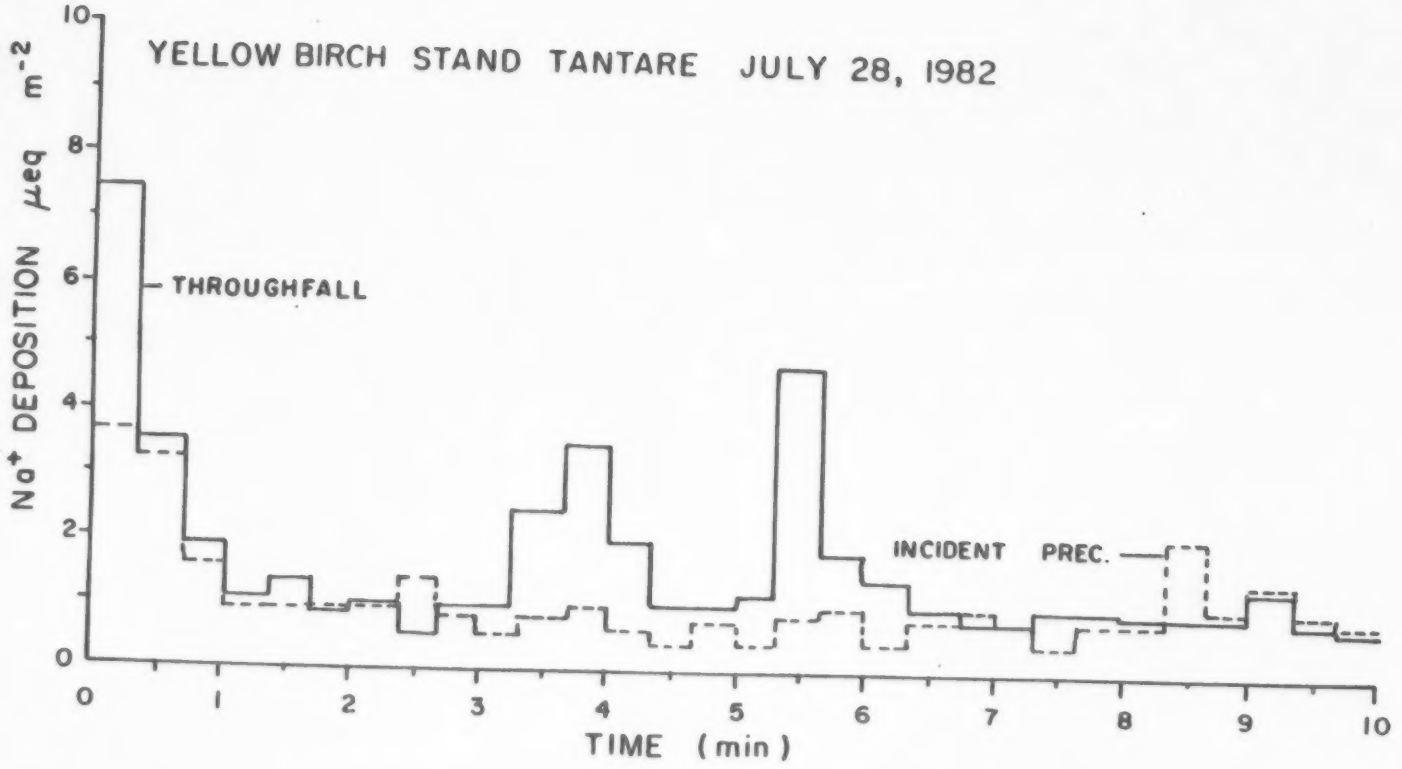


Figure 7. Dépôt de Na^+ ($\mu Eq\ m^{-2}$) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 28 juillet 1982.

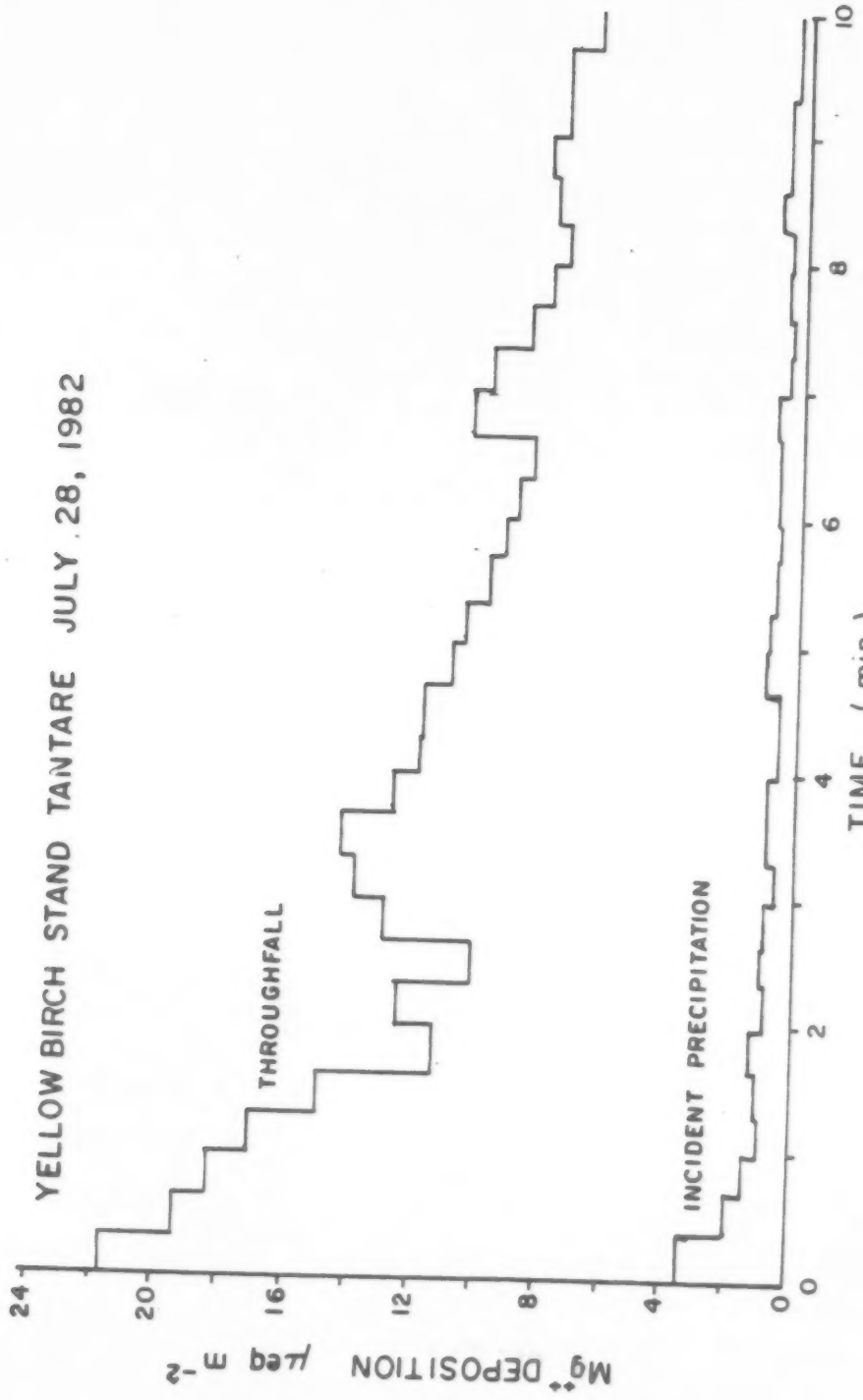


Figure 8. Dépôt de Mg^{2+} (µEq m^{-2}) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 28 juillet 1982.

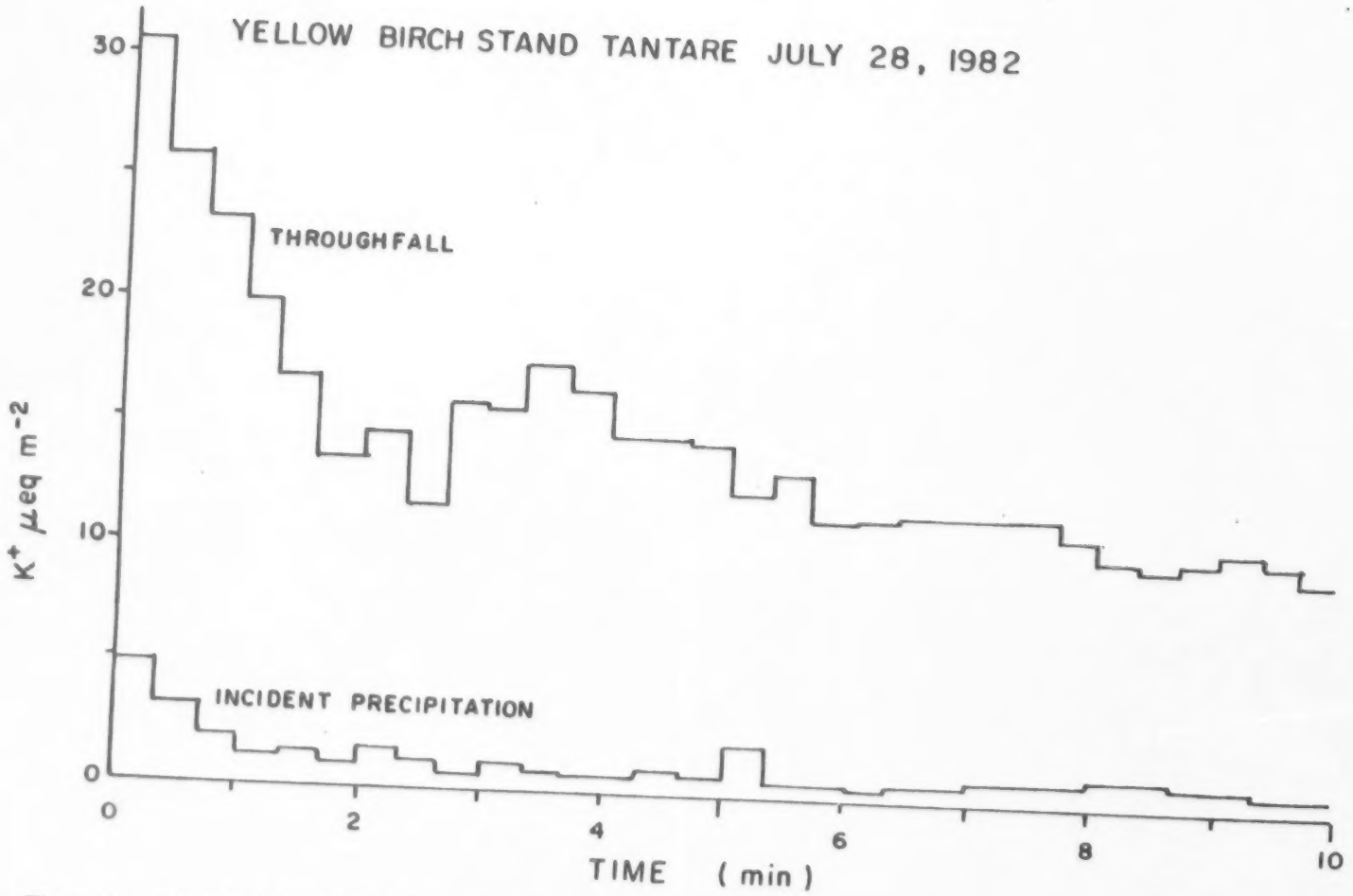


Figure 9. Dépôt de K + (µEq m-2) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 28 juillet 1982.

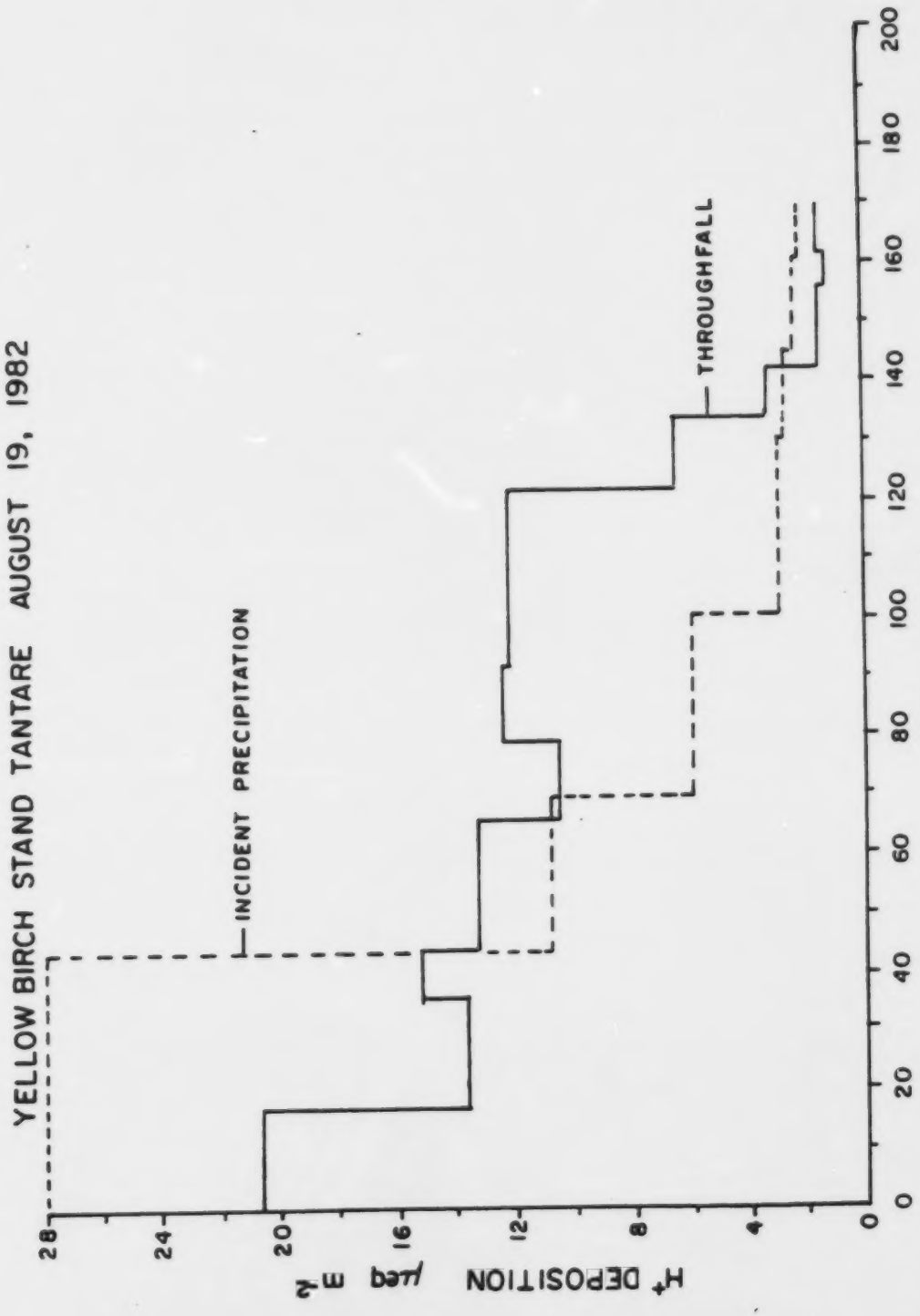


Figure 10. Dépôt d'ions H^+ ($\mu Eq\ m^{-2}$) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 19 août 1982.

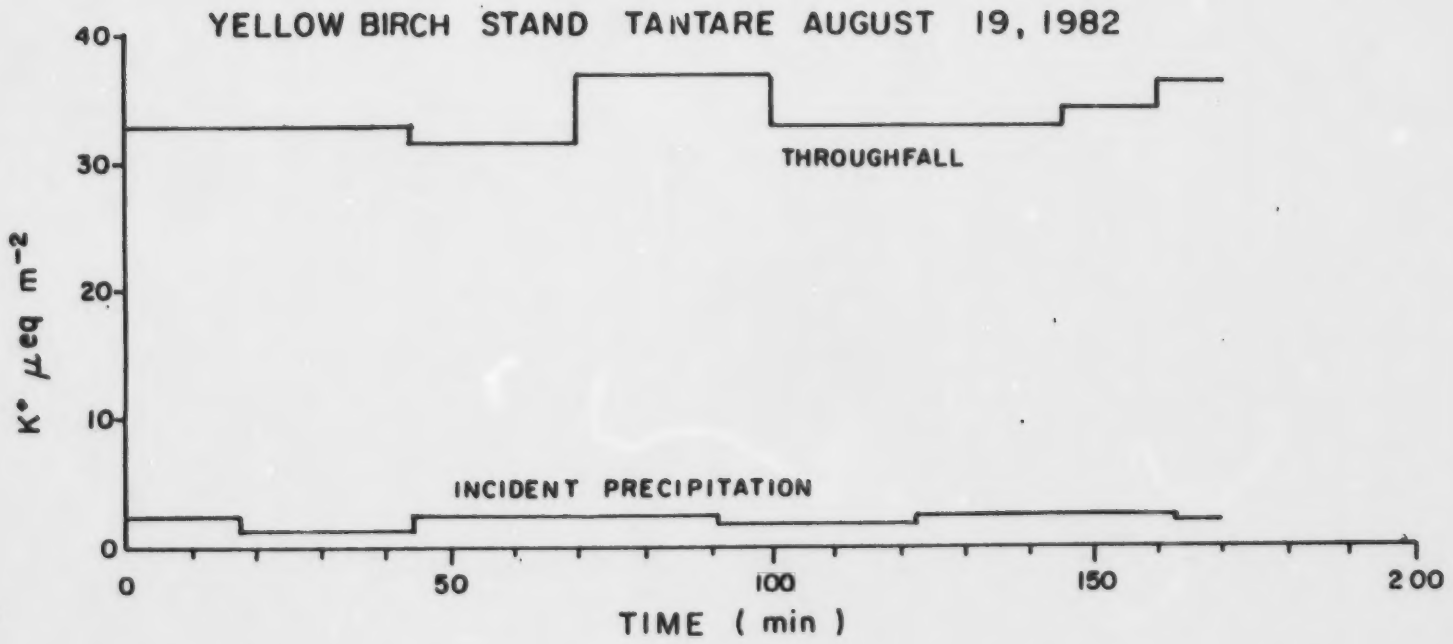


Figure 11. Dépôt d'ions K + (μEq m^{-2}) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 19 août 1982.

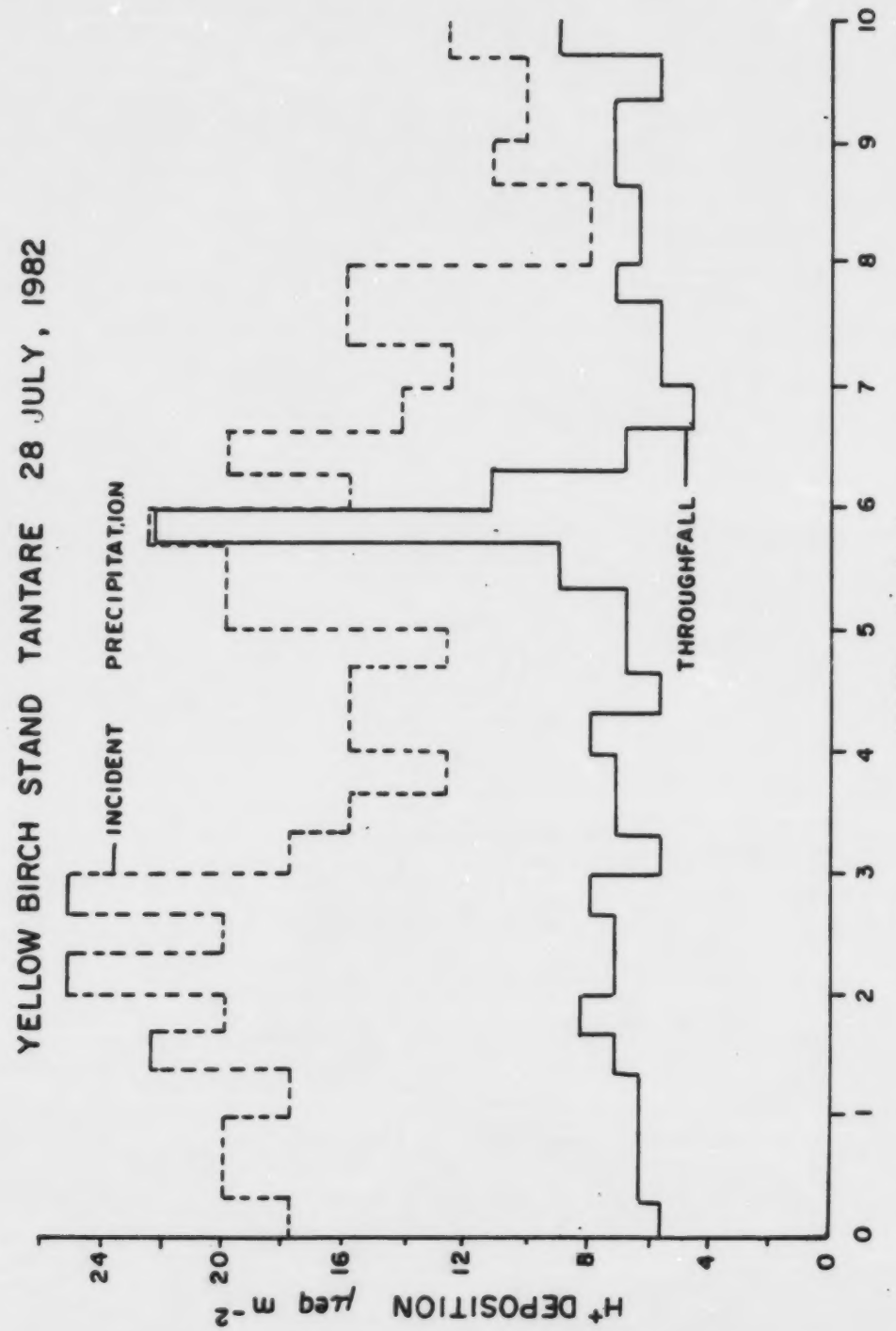


Figure 12. Dépôt d'ions H+ ($\mu Eq\ m^{-2}$) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 28 juillet 1982.

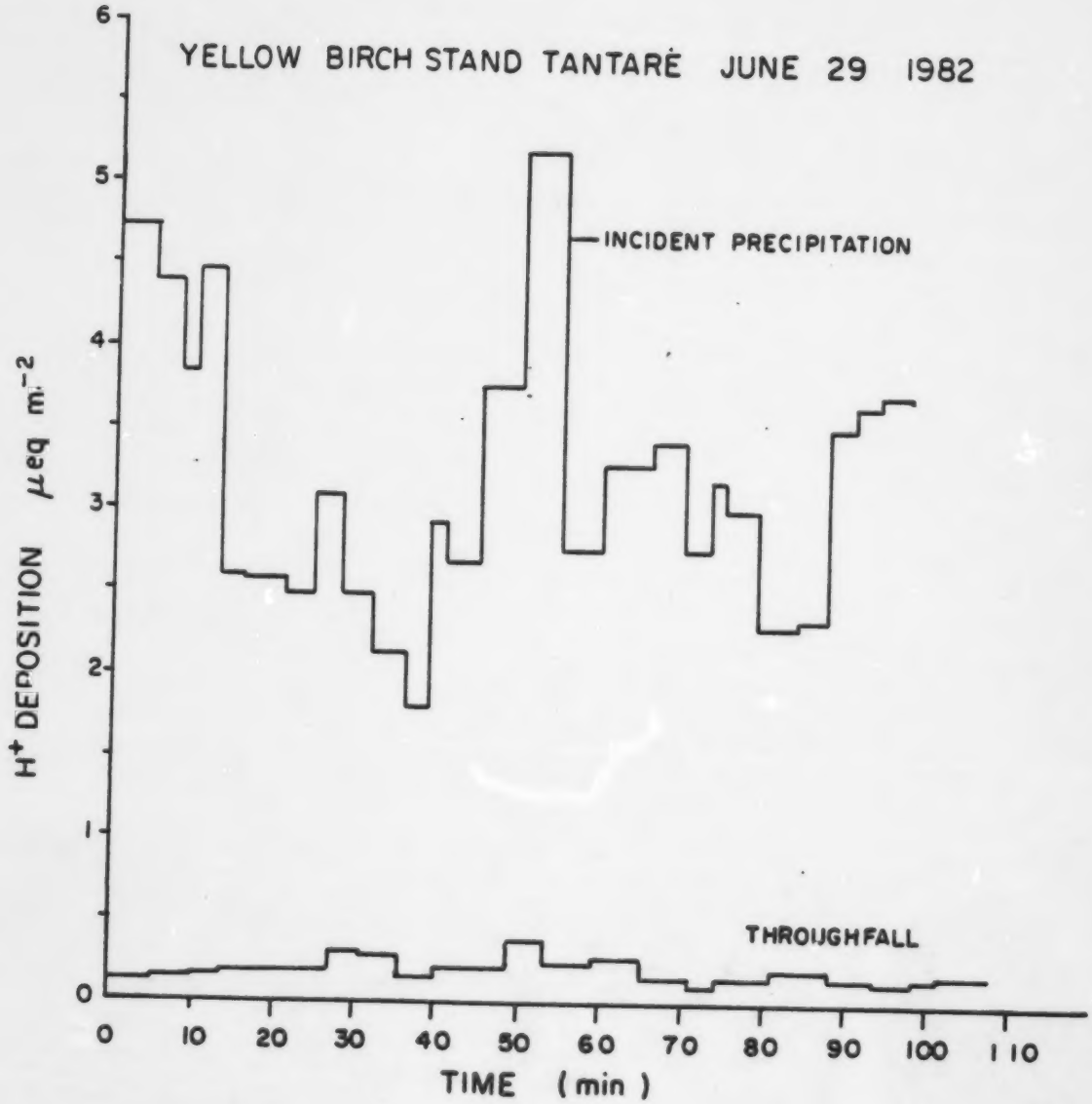


Figure 13. Dépôt d'ions H+ (µEq m-2) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 29 juin 1982.

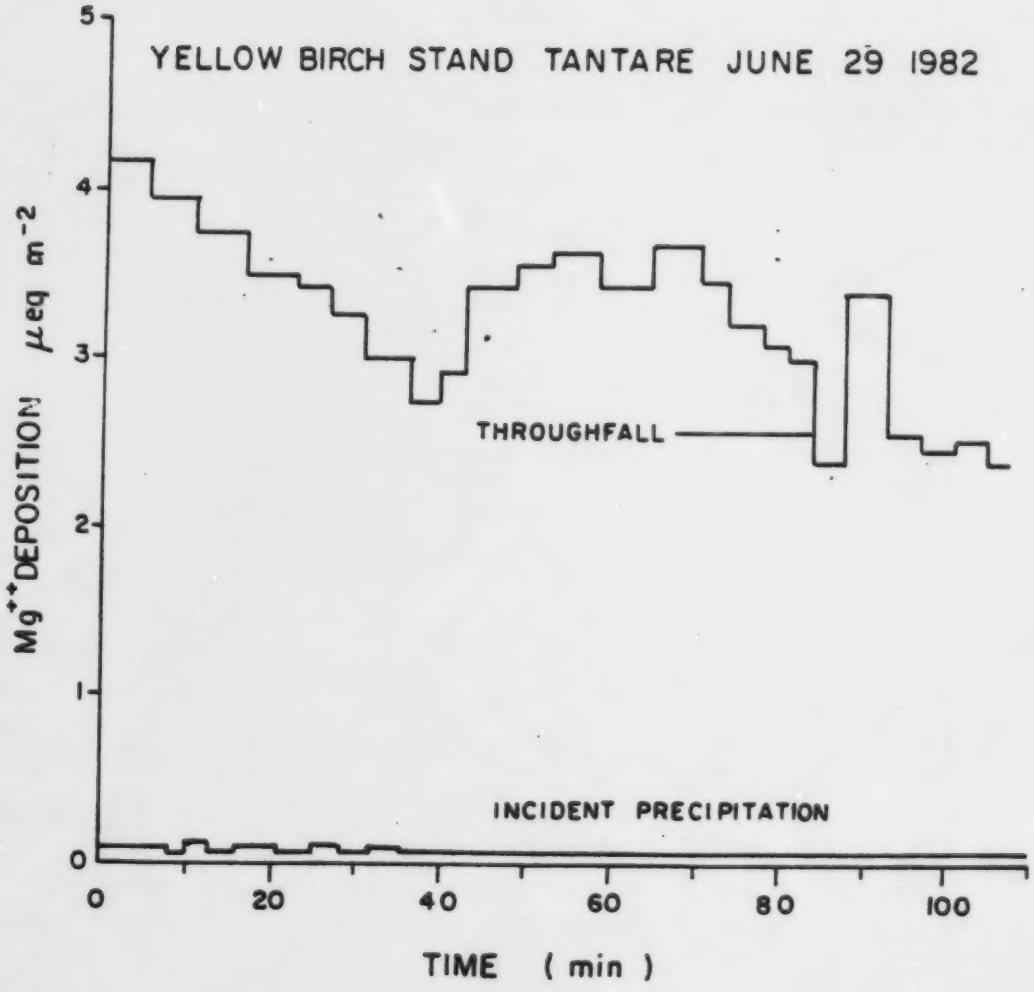


Figure 14. Dépôt d'ions Mg^{2+} ($\mu Eq\ m^{-2}$) dans un peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 29 juin 1982.

taux de dépôt d'ions H^+ des précipitations incidentes dans le couvert 2- mn et 5-7 mn après le début de l'événement est suivie de près par une augmentation analogue du taux de dépôt de Mg^{2+} 3-4 mn et environ 7 mn après le début de l'événement. Cette relation entre les taux de dépôt de Mg^{2+} et de H^+ est également manifeste dans les taux de dépôt séquentiel de ces éléments durant l'événement du 29 juin lorsque une hausse appréciable du taux de dépôt à 40-50 mn (figure 13) a été suivie de près d'une augmentation du taux de dépôt de Mg^{2+} (figure 14). Même si Mn affiche un comportement analogue à Mg^{2+} durant ces deux événements, il n'en va pas de même des ions K^+; pour l'heure, il est impossible d'établir une relation entre ces taux de dépôt d'ions par lessivage et la charge d'ions H^+ dans les précipitations incidentes.

Qualité des cours d'eau

Même si l'incidence du couvert sur les pluies incidentes entraîne des apports au niveau du sol de concentrations variables en ions H^+, l'acidité moyenne des cours d'eau demeure élevée (H^+, 25,1 µeq L^{-1}) et varie peu durant la saison printemps-automne et durant chaque événement pluvio-hydrologique isolé. Cela vaut également pour les concentrations d'ions majeurs et de la plupart des métaux dans les cours d'eau. Les concentrations d'aluminium dans le cours d'eau (figure 15) sont toutefois relativement élevées (300-350 µg L-1) et constituent une caractéristique dominante des eaux acides du système du lac Tantaré (Ouellet et Jones, 1983). Lee et Weber (1982) ont tenté d'expliquer l'acidification des eaux de surface plutôt que des précipitations acides en soi par la théorie des "anions mobiles" ou du "lessivage des anions". En revanche, Krug et Frink (1983) affirment que cette théorie est sans fondement; à l'heure actuelle, la nature exacte du contrôle exercé par la couverture du sol dans l'acidification des bassins versants reste à expliquer. Ulrich (communication privée) a mis en relation l'acidification des eaux de surface dans cette région du Québec non seulement avec l'augmentation des dépôts acides mais également avec l'effet que cela produit sur la production de protons par l'utilisation de la biomasse. Quelle que soit l'importance ou l'importance relative de ces phénomènes, il semble, d'après la qualité des cours d'eau, que l'acidification du système du lac Tantaré soit en cours; cela est également confirmé par les profils des sédiments établis par Ouellet et Jones (1982) et par Ouellet *et al.* (1984).

Conclusion

L'interaction des précipitations incidentes et du couvert végétal du peuplement de bouleaux jaunes se traduit par un échange net d'ions majeurs et de métaux dont les taux de dépôt augmentent dans l'ordre $Pb < H^+ < Al < Na^+ < SO_4^{2-} < Fe < NO_3^- < Ca^{2+} < Mg^{2+} < Mn < K^+$. Les éléments qui ont un fort dépôt d'ions peuvent, par échantillonnage séquentiel de certains événements comme celui du 29 juillet, servir à évaluer le taux de lavage des dépôts secs et par conséquent à déterminer les taux de lessivage des éléments assortis de fortes valeurs de dépôt dan le couvert. Même si l'eau de pénétration par les frondaisons affiche des variations appréciables en ce qui concerne saqualité chimique au niveau du sol, cela ne semble pas avoir d'effet apparent sur la qualité des cours d'eau qui est demeurée relativement constante pendant toute la durée de l'étude. Cela nous incite à croire que les processus du sol et du sous-sol qui ont trait aux échanges ioniques sol-eau durant le déplacement de l'eau dans le bassin de drainage sont les facteurs dominants du contrôle de la qualité des eaux de surface par opposition à l'acidité des précipitations incidentes en soi.

Remerciements

Nous remercions sincèrement H. Rodrigue et R. Beauchemin de leur collaboration technique sur le terrain et en laboratoire. Ce projet a été financé en partie par Ecotan ltée et par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada.

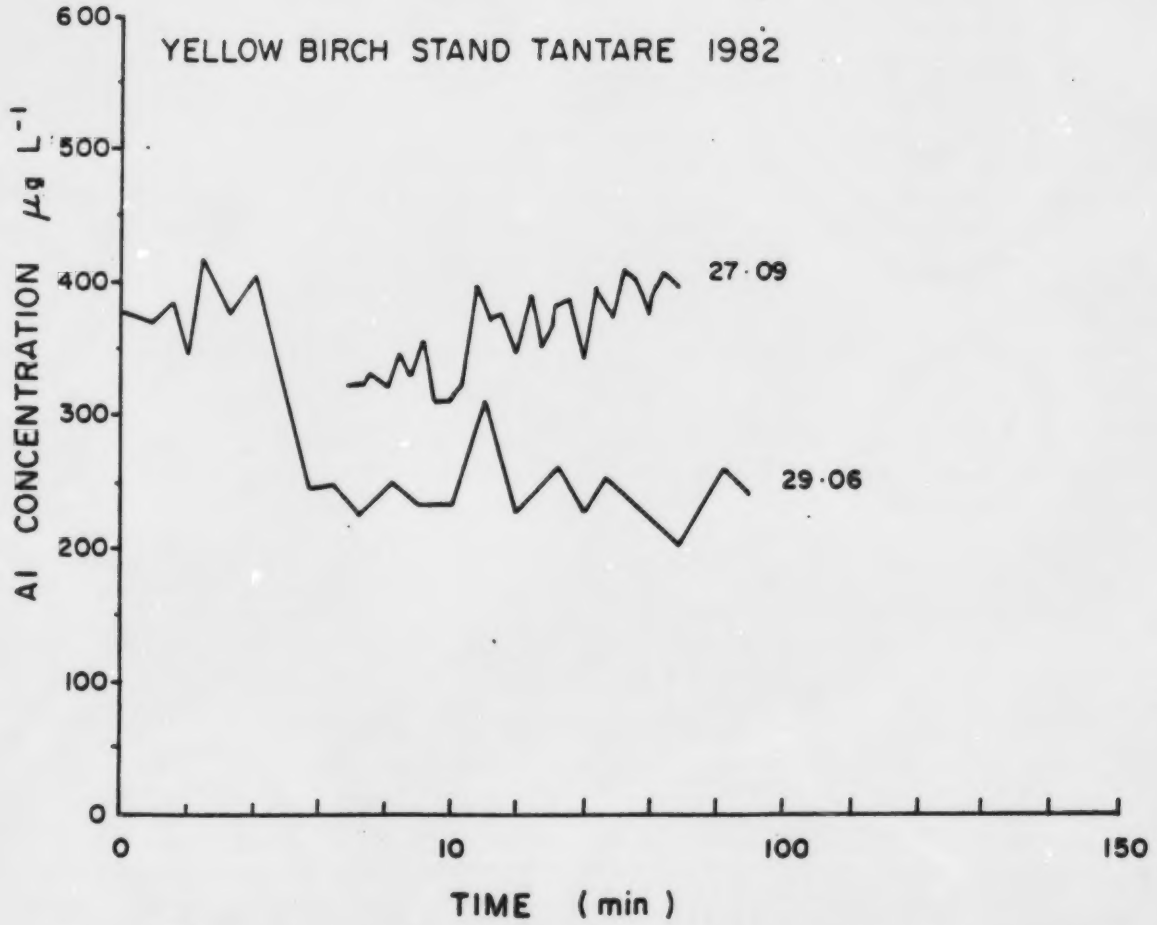


Figure 15. Concentration d'Al (µg L^{-1}) dans les cours d'eau, peuplement de bouleaux jaunes, Tantaré, 1982.

Bibliographie

Burns, D.A.; Galloway, J.N.; Hendrey, G.R. 1981. Acidification of surface waters in two areas of the Eastern United States. Water Air Soil Pollut., 16(3):277-285.

Eaton, J.S.; Likens, L.E.; Bormann, F.H. 1973. Throughfall and stremflow chemistry in a northern hardwood forest. J. Ecol., 61:495-508.

Hoffmann Jr., W.A.; Lindberg, S.E.; Turner, R.R. 1980. Some observations of organic constituents in rain above and below a forest canopy. Environ. Sci. Technol., 14(8):999-1002.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G. 1983. Acid deposition and forest decline. Environ. Sci. Technol., 17(7):294A-305A.

Jones, H.G.; Bisson, M. 1980. Le lac Laflamme : qualité de l'eau et de la neige (hiver 1979-1980). INRS-Eau, rapport scientifique n° 123, 91 p. (Pour Environnement Canada.)

Kins, L. 1982. Temporal variation of chemical composition of rainwater during individual precipitation events. Dans : Deposition of Atmospheric Pollutants (eds. H.N. Georgii and J. Pankrath). D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Pays-Bas.

Krug, E.C.; Frink, C.R. 1983. Acid rain on acid soil: a new perspective. Science, 221(4610):520-525.

Lee, J.J.; Weber, D.E. 1982. Effects of sulfuric acid rain on major cation and sulfate concentrations of water percolating through two model hardwood forests. J. Environ. Qual., 11(1):57-64.

Likens, G.E.; Butler, T.J. 1981. Recent acidification of precipitation in North America. Atmos. Environ., 15:1103-1110.

Lindberg, S.E.; Harriss, R.C. 1981. The role of atmospheric deposition in an Eastern U.S. deciduous forest. Water Air Soil Pollut., 16(1):13-31.

Little, P. 1977. Deposition of 2.75, 5.0 and 8.5 µm particles to plant and soil surfaces. Environ. Pollut., 12(4):293-305.

Ouellet, M.; Jones, H.G. 1982. Historical changes in acid precipitation and heavy metals deposition originating from fossil fuel combustion in eastern North America as revealed by lake sediment geochemistry. Conférence internationale sur les centrales électriques à houille et l'environnement aquatique, Copenhague, Danemark, 16-18 août.

Ouellet, M.; Jones, H.G. 1983. Paleolimnological evidence for the long-range atmospheric transport of acidic pollutants and heavy metals into the province of Quebec, Eastern Canada. Can. J. of Earth Sci., 20(1):23-36.

Ouellet, M.; Jones, H.G.; Auclair, J.C. 1984. Chemical characteristics of precipitation, stream flow, lake water and sediments quality in northern temperate forest watersheds threatened by acidic atmospheric inputs. Actes de la Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec, Canada, 14-17 juin 1983.

Parker, G.G. 1983. Throughfall and streamflow in the forest nutrient cycle. Adv. Ecol. Res., 13:58-120.

Sollins, P.; Drewry, G. 1970. Electrical conductivity and flow rate of water through a forest canopy. Dans : A tropical rain forest (H.T. Odum and F.R. Pigeon, eds.), pages H137-H153, USAEC, Washington, D.C.

Wood, T.; Bormann, F.H. 1975. Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. Ambio, 4(4):169-171.

Wright, R.F.; Conroy, N.; Diskson, W.T.; Harriman, R.; Henriksen, A.; Schofield, C.L. 1980. Acidified lake districts of the world. A comparison of water chemistry of lakes in Southern Norway, Southern Sweden, Southwestern Scotland, the Adirondacks Mountains of New York and Southeastern Ontario. Ecological Impact of Acidification. Actes Conférence internationale de Sandefjord, Norvège, 11-14 mars, p. 89.

Yawney, H.W.; Leaf, A.L. 1971. Nutrient release from red pine crowns under artificial rain. Agron. Abstr., 164.

Caractéristiques chimiques des précipitations saisonnières et influence qu'elles ont sur l'eau des cours d'eau et des lacs dans le Parc des Laurentides, région du Québec, Est du Canada

H.G. Jones, J.C. Auclair, D. Cluis et M. Ouellet
Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)
Université du Québec
Sainte-Foy (Québec)

Résumé

L'analyse chimique d'épisodes de précipitation séquentiels (pluie), de l'eau de pénétration par les frondaisons ainsi que de l'eau des cours d'eau et des lacs d'un bassin versant portant un peuplement de bouleaux jaunes arrivé à maturité (Lac Tantaré, région du parc des Laurentides, Québec) a révélé que l'interaction du couvert et des précipitations avait pour effet que l'eau de pénétration par les frondaisons affichait une plus grande variabilité au niveau de la composition que ce que l'on avait observé entre des événements de précipitation isolés. Ces différences marquées entre les propriétés chimiques de l'eau de pénétration par les frondaisons (par exemple le pH) étaient toutefois absentes des principaux cours d'eau en amont (pH 4-4,8) drainant le bassin versant, ce qui donne à penser que la qualité du drainage souterrain dépend davantage de la composition anionique totale des précipitations incidentes et de l'eau de pénétration par les frondaisons que du pH proprement dit. Les différences de progression temporelle des principaux cations, anions et métaux lourds dans les précipitations et l'eau de pénétration par les frondaisons au cours d'événements de précipitation isolés sont attribuables à la qualité intrinsèque des précipitations, au lavage des dépôts secs et au transport actif de certains éléments dans le couvert des arbres. L'élément qui retient notre attention est la différence de comportement d'éléments chimiquement semblables (Ca, Mg; Fe, Mn; et Na, K) et d'éléments organiquement liés (P, S). L'aluminium qui n'est présent qu'en faibles concentrations dans les précipitations et les eaux de ruissellement est toutefois une caractéristique des eaux des cours d'eau et des lacs. L'augmentation récente des taux de dépôt de cet élément dans les sédiments lacustres témoigne de l'acidification graduelle des eaux de surface dans ce bassin versant.

Réactions de croissance et nutritionnelle de semis de merisiers poussant sur des horizons de sol minéral à des solutions d'"eau de pluie" acide

R. Koppenaal, V. Timmer et D.C.F. Fayle
Faculté de foresterie
Université de Toronto
Toronto (Ontario)

Résumé

Dans le cadre d'une expérience préliminaire, on a constaté que les effets inhibiteurs de simulants de pluie acide sur la croissance de semis de bouleaux jaunes (Betula alleghaniensis Britt,) étaient en grande partie le résultat de lésions foliaires directes à des pH inférieurs à ceux que l'on rencontre couramment dans les événements de précipitations ambiantes dans le nord-est de l'Amérique du Nord.

Pour évaluer les effets à court terme des pluies acides sur la croissance et la nutrition des plantes par l'entremise du sol, on a appliqué des solutions d'"eau de pluie" acide sur des lits de germination composés de sol minéral simulé et de sol minéral mélangé à de l'humus plantés de bouleaux jaunes, en évitant le contact direct avec le feuillage des semis. Après l'ensemencement, dix pots contenant chacun des matériaux des horizons Ah, Ah/Bf mélangés, Bf et Bf (BF + P) modifiés par KH_2PO_4 d'un podzol humo-ferrique ont été arrosés de solution d'"eau de pluie" à raison de 2,25 cm par semaine^{-1} pendant 90 jours dans des conditions de serre. L'"eau de pluie" contenant des ions de fond a été acidifiée à un pH de 2,5, 3, 3,5, 4 et 5,6 avec H_2SO_4 et HNO_3 moyennant un rapport de SO_4^{2-}/NO_3^- (base équivalente) de 2/1. On a analysé le feuillage des semis pour y mesurer la quantité totale de N, S, Ca, Mg, K, P, Mn, Al et Fe. On a également déterminé les concentrations de Al, Fe et Mn dans les racines. Les sols ont été analysés sous le rapport du Ph, des ions NO_3^--N et NH_4^+-N extractibles par KCl, des ions Ca, Mg, K, Fe échangeables, du P assimilable et de Mn et Al solubles dans $CaCl_2$.

Les apports accélérés de No_3^- associés à une augmentation de l'acidité de l'"eau de pluie" ont élevé les concentrations de NO_3^--N dans les horizons Ah, Ah/Bf et Bf traités à un pH de 2,5. Les concentrations d'ions NH_4^+-N dans les horizons Ah et Ah/Bf ont également augmenté avec l'acidité de l'"eau de pluie", ce qui est sans doute un effet de la baisse des populations de bactéries nitrifiantes provoquée par l'acidification du sol. Par contre, les concentrations d'azote inorganique dans l'horizon Bf + P étaient très basses et ne témoignaient d'aucun changement lié au traitement, sans doute en raison de l'utilisation complète des apports de No_3^--N par les semis. Les plus fortes quantités de NO_3^- et SO_4^{2-} résultant de la hausse de l'acidité de l'"eau de pluie" ont entraîné une hausse de l'assimilation de N et S dans le feuillage et ont stimulé la croissance des semis sur tous les horizons (Bf + P > Ah > Ah/Bf), à l'exception de l'horizon Bf qui affichait une sérieuse carence en P. Toutefois, par rapport à S et aux autres éléments déterminés, les concentrations de N (et dans une moindre mesure de P) dans le feuillage étaient inversement corrélées à la croissance des semis sur l'horizon Ah, ce qui indique une carence en azote primaire. Les concentrations d'azote étaient nettement inférieures dans les semis sur l'horizon Bf + P et étaient accompagnées de symptômes de carence prononcés (par exemple chlorose des feuilles).

Les traitements à l'"eau de pluie" acide n'ont pas eu d'effet marqué sur la teneur et les concentrations en Ca, K, P et Fe des semis poussant sur les horizons Ah et Ah/Bf. Alors que la concentration en Mg des feuilles est restée inchangée sur l'horizon Ah, les concentrations foliaires de Mg ont baissé de manière significative avec l'augmentation de l'acidité de l'"eau de pluie", ce qui traduit une baisse correspondante des concentrations d'ions Mg^{2+} sur le complexe d'échange de sols. Moyennant un pH de 2,5, les concentrations foliaires de Mn dans les semis sur l'horizon Ah ont triplé pour atteindre des niveaux toxiques en raison de la solubilisation accrue de Mn dans le sol, même si la

toxicité était masquée par l'effet plus fort de fertilisation de NO_3^-. De plus faibles augmentations des concentrations d'Al dans les racines des semis poussant sur les horizons Bf+P et Ah/Bf reflétaient également la solubilisation accrue d'Al accompagnant une baisse du pH de l'"eau de pluie". Toutefois, l'apport de phosphore (KH_2PO_4) à l'"eau de pluie" appliquée sur l'horizon Bf a entraîné une baisse de l'acidification du sol et de l'assimilabilité de Al et Fe dans l'ensemble et en raison de l'augmentation de l'acidité du traitement. Les résultats de cette étude portent à croire qu'à court terme, les apports de N et peut-être de S par les précipitations acides auront un effet positif sur la croissance des arbres lorsque ces éléments nutritifs ont un effet limitatif.

Résistance du lichen des caribous (*Cladina stellaris* (Opiz.) Brodo) à une baisse de croissance par des pluies acides simulées

M.J. Lechowicz
Département de biologie
Université McGill
Montréal (Québec)

Résumé

Des tapis naturels de *C. stellaris* poussant dans des boisés de lichens subarctiques du nord du Québec ont été traités selon la méthode des blocs complets randomisés avec des solutions de précipitations simulées de pH de 2,5, 3, 3,5, 4, 4,5, 5 et 5,6. Ces solutions ont été acidifiées en y ajoutant des mélanges d'acide sulfurique et nitrique pour obtenir des rapports microéquivalents de SO_4^{2-}/NO_3^- de 2/1 et de 6/1. Les solutions ont été appliquées chaque semaine durant la saison sans neige. Les mesures du taux de croissance annuel moyen avant et après deux ans de traitement ont servi à évaluer les effets potentiels des précipitations acides sur la production nette de cet important lichen dont se nourrissent les caribous. L'analyse de covariance n'a révélé aucun effet significatif du pH ou du rapport SO_4^{2-}/NO_3^- sur la croissance de *C. stellaris*. Ce lichen circumboréal très abondant semble résister à une exposition, du moins à court terme, aux précipitations acides.

Introduction

L'activité métabolique des lichens peut parfois, mais pas toujours, être modifiée lorsque le lichen est arrosé par des précipitations acides plutôt que normales. Lechowicz (1982) a démontré que l'activité photosynthétique de *Cladina stellaris*, lichen qui revêt une importance particulière comme fourrage hivernal des caribous, diminuait après leur arrosage par des solutions même modérément acides. À un pH de 4, la capacité photosynthétique diminuait de 27 % par rapport à la normale et le lichen mettait 14 % plus de temps à se remettre de sa dormance après avoir été arrosé. De la même façon, Bailey et Larson (1982) ont constaté que le taux photosynthétique net de *Umbilicaria mammulata* ramassé en février, lorsque les réserves emmagasinées sont à leur minimum dans les lichens nordiques (Holopainen, 1982), baissait généralement de 50 % lorsque le lichen était arrosé par des solutions de pH 2,0, par rapport à 6,0. Les niveaux intermédiaires d'abaissement de la photosynthèse nette étaient également apparents après un arrosage avec une solution de pH 4,0. En revanche, Bailey et Larson (1982) ont constaté que ni la photosynthèse nette ni les réactions respiratoires de *Umbilicaria* n'étaient affectées par le pH des solutions mouillantes en ce qui concerne les échantillons prélevés au mois d'août lorsque les réserves de lichen sont à leur maximum (Holopainen, 1982). Lane et Puckett (1979) ont démontré à propos de *Cladina rangiferina* et de *Lobaria pulmonaria* que l'activité de la phosphatase, enzyme intervenant dans la nutrition minérale des lichens, prenait de l'ampleur à mesure que le pH chutait de 8,9 à 2,2. Compte tenu du rôle prédominant que jouent les échanges gazeux plutôt que la nutrition minérale dans le calcul des taux de croissance des lichens (Lechowicz, 1981), il est parfaitement raisonnable de croire que l'action des précipitations acides à certaines saisons peut contribuer à une baisse de la productivité annuelle nette des lichens (Lechowicz, 1982; Gilbert, 1980). Pour vérifier cette hypothèse, on a aménagé une série de parcelles de pluies acides simulées dans un boisé de lichens subarctiques pour contrôler les effets de précipitations acides chroniques sur la croissance de *Cladina stellaris*, lichen qui est un constituant dominant de nombreux écosystèmes boréaux et subarctiques dans toute l'hémisphère nord (Ahti, 1977).

Région étudiée

Les essais d'acidification ont eu lieu dans un boisé de lichens vierges situé près de Schefferville (Québec) à environ 54°48'N, 66°55'O à une altitude d'environ 540 m. Ce site subarctique est une communauté forestière de lichens parvenus à pleine maturité qui ressemble à un parc à ciel ouvert (figure 1) et dont la couverture végétale est relativement pauvre en espèces (tableau 1). Les arbres, pour l'essentiel des épinettes noires (*Picea mariana*), avec quelques épinettes blanches (*P. glauca*) et des mélèzes (*Larix laricina*) sont largement espacés. Si l'on en juge par les carottes, les plus grands arbres ont plus de 125 ans (Lechowicz, données non publiées; Lucarotti, 1981). La strate d'arbrisseaux se compose essentiellement de bouleaux nains (*Betula glandulosa*), de bleuets (*Vaccinium angustifolium*) et de lédon du Groenland (*Ledum groenlandicum*). Un tapis de 8 cm d'épaisseur de lichen des caribous, *Cladina stellaris*, recouvre 73 % de la surface du sol. Les forêts de lichens du même type sont courantes autour de Schefferville (Rencz et Auclair, 1978) et à travers toutes les régions boréales et subarctiques du Canada (Kershaw, 1977; Ahti, 1977; Carroll et Bliss, 1982; Clayden et Bouchard, 1983).

Étude expérimentale et modalités

L'expérience de base consistait à épandre chaque semaine des solutions de pluie artificielle dont le pH oscillait entre 2,5 et 5,6 sur le tapis de *Cladina stellaris* dans cette communauté forestière de lichens. La composition de la solution de pluie artificielle, selon Shriner (1978, tableau 11-7) était la suivante : 0,22 mg L^{-1} de calcium, 0,06 mg L^{-1} de magnésium, 0,12 mg L^{-1} de sodium, 0,08 mg L^{-1} de potassium, 0,22 mg L^{-1} d'ammonium, 0,53 mg L^{-1} de sulfates, 0,74 mg L^{-1} de nitrates, 0,42 mg L^{-1} de chlore, 0,002 mg L^{-1} d'hydrogène et 0,13 mg L^{-1} de bicarbonate. La solution de pluie était acidifiée avec des rapports microéquivalents de sulfates/nitrates de 2/1 ou 6/1. Ces deux rapports d'acidification ont été retenus pour refléter l'éventail des compositions fortement acides qu'on a le plus de chance de trouver dans les précipitations qui arrosent l'est de l'Amérique du Nord (Groupe de travail États-Unis/Canada, 1981; Kerekes, 1980; Raynal *et al.*, 1980; Fisher *et al.*, 1968).

Les deux rapports nous éclairent sur la possibilité que les effets négatifs de l'acidification peuvent être contrecarrés par la nutrition azotée des lichens. L'arrosage a débuté durant l'été 1981. À chaque arrosage, l'équivalent de 2 mm de pluie a été appliqué sur chaque parcelle par brumisation; cela est tout juste suffisant pour saturer le tapis de lichen. On a pris soin durant l'arrosage d'éviter le déplacement par le vent entre des parcelles attenantes. En 1981, on a procédé à neuf arrosages entre juillet et septembre et en 1982, à dix arrosages entre juin et août. Dans la présente communication, les taux de croissance annuels moyens de *Cladina stellaris* sont comparés après ces deux étés de traitements au moyen d'échantillons prélevés en septembre 1982.

Les traitements ont été appliqués selon la méthode des blocs complets randomisés (Cochrane et Cox, 1957), moyennant 16 parcelles opérationnelles dans chacun des cinq blocs. Chaque parcelle opérationnelle mesurait 1 m x 1 m avec un rideau vert de 0,5 m entre chacune et à la périphérie du bloc. Chaque bloc de 16 parcelles est un carré de 6,5 m x 6,5 m, situé entre les arbres dans la forêt de lichens. Douze des traitements dont chaque bloc a fait l'objet se sont déroulés comme suit : arrosage avec des solutions de pluie artificielle acidifiées avec un rapport de sulfates/nitrates de 2/1 ou de 6/1 moyennant des pH de 2,5, 3, 3,5, 4, 4,5 ou 5. En outre, deux parcelles non arrosées ont servi de parcelles témoins et deux autres n'ont été arrosées qu'avec de la pluie artificielle de pH 5,6. La figure 1 illustre un bloc de 16 parcelles opérationnelles sur le site d'expérimentation.

Figure 1. Apparence d'un bloc expérimental situé entre les arbres largement espacés du site de notre étude, près de Schefferville (Québec).

Tableau 1. Phytosociologie du site de recherche

Arbres	Troncs/ha	dhp moyen, cm	dhp/ha cm	nombre de gaules/ha
Picea mariana	380	14,0	5330	350
Picea glauca	30	13,8	414	70
Larix laricina	50	13,0	650	60

Arbrisseaux et couverture vivante au niveau du sol		
Plantes vasculaires :	*Betula glandulosa*	23,3%
	Vaccinium angustifolium	14,0%
	Ledum groenlandicum	10,3%
	Empetrum nigrum	1,8%
	Lycopodium annotinum	0,8%
	Vaccinium uliginosum	0,7%
	Vaccinium vitis-idaea	0,6%
	Festuca ovina	0,6%
	Kalmia polifolia	0,2%
Cryptogames :	*Cladina stellaris*	72,8%
	Stereocaulon paschale	6,0%
	Cladina mitis	5,6%
	Cetraria islandica	0,6%
	Dicranum fuscescens	0,3%
	Cladina rangiferina	0,2%
	Cladonia deformis	0,2%
	Cladonia gracilis	0,1%
	Cladonia ecmocyna	0,1%
	Umbilicaria hypoborea	0,1%
	Nephroma arcticum	0,1%
	Pleurozium schreberi	0,1%
	Cetraria nivalis	0,1%
Sol nu:		2,1%

Le taux de croissance annuel moyen des lichens comme *Cladina stellaris* est facilement mesurable étant donné qu'une seule verticille de branches est produite chaque année (Andreev, 1954; Lechowicz, constatation personnelle). Une verticille continue de croître pendant environ neuf ans après son apparition (Lechowicz, 1983). Dans cette étude, on s'est servi de l'augmentation annuelle moyenne de la biomasse calculée d'après les six verticilles les plus jeunes pour comparer la réaction des lichens à leur acidification. Lechowicz (1983) a démontré à propos de *Cladina stellaris* que même si les six verticilles les plus jeunes ne comprennent que 18 % de la biomasse des thalles vivants, elles représentent 50 % de l'activité photosynthétique potentielle. Ces tissus métaboliquement actifs devraient être des indicateurs particulièrement sensibles des effets des précipitations acides sur la

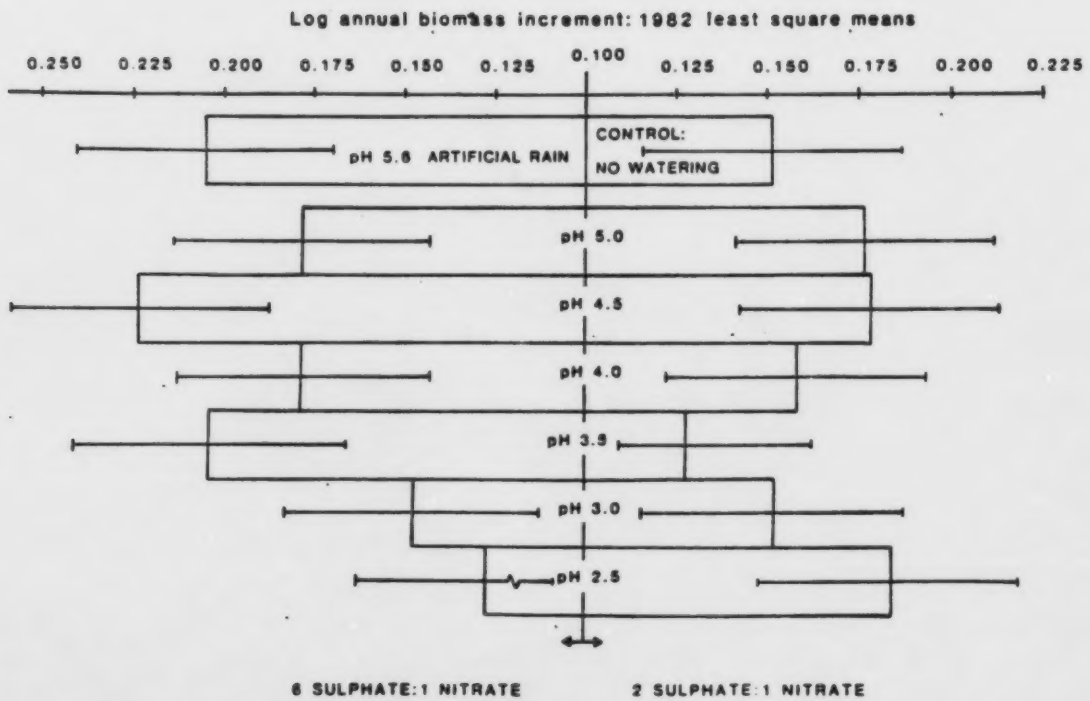


Figure 2. Carottes de *Cladina stellaris* après deux étés d'acidification à des degrés différents. Les moyennes sont ajustées par analyse de covariance pour supprimer les différences de croissance avant traitement. Le chiffre indique les plus petites moyennes carrées de cinq blocs répliqués avec leurs erreurs types.

croissance. La biomasse sèche d'une pousse de croissance de six ans a été mesurée dans chaque échantillon de lichen à l'aide d'une électrobalance de Cahn de modèle G2 précise à 0,01 mg; quatre échantillons ont été prélevés dans chaque parcelle opérationnelle. Les carottes sont exprimées en mg (biomasse sèche)/an^{-1} comme une moyenne de la période de six ans.

Dans une forêt naturelle de lichens, il est impossible de savoir si toutes les parcelles affichent les mêmes taux de croissance avant le traitement. Heureusement, l'analyse de covariance permet de corriger sur le plan statistique les différences prétraitement qui risqueraient de fausser l'analyse des réactions aux traitements acides (Huitema, 1980). Cette analyse consiste essentiellement à comparer les réactions de croissance aux divers traitements après correction des différences de croissance entre parcelles avant le début des arrosages expérimentaux. Les échantillons prélevés en juin 1981 ont été mesurés pour déterminer les taux de croissance prétraitement qui ont servi de covariables dans ces analyses. Toutes les données sur la croissance ont été transformées par calcul logarithmique avant l'analyse. On a comparé les divers traitements en se servant des contrastes préétablis plutôt que des tests de comparaisons multiples (Freund et Littell, 1981). Toutes les analyses ont été effectuées au moyen de la procédure GLM du Système d'Analyse Statistique (Institut SAS, 1982).

Résultats

On ne constate aucune différence significative entre les réactions de croissance globales de *Cladina stellaris* traité pendant deux étés avec des solutions de pluies acides simulées (figure 2, tableau 2). La croissance des lichens acidifiés avec un rapport de sulfates/nitrates de 2/1 ne différait pas sensiblement de celle des lichens arrosés avec des pluies artificielles de pH 5,6. L'acidification avec un rapport de sulfates/nitrates a effectivement entraîné des changements de croissance approchant du seuil significatif ($p = 0,12$) mais sans effet apparent sur le pH (figure 2). L'arrosage proprement dit a entraîné une hausse des taux de croissance, même s'ils n'étaient pas sensiblement différents des témoins non arrosés ($p = 0,11$); la biomasse des six verticilles les plus jeunes de *Cladina stellaris* arrosées chaque semaine avec de la pluie artificielle de pH 5,6 a augmenté en moyenne de 2,8 mg an^{-1}, contre seulement 1,8 mg an^{-1} pour les témoins non arrosés. On n'a constaté aucune différence de croissance significative entre les lichens arrosés avec des rapports microéquivalents de sulfates/nitrates de 2/1 contre 6/1 ($p = 0,43$). Certains indices portent à croire que la croissance est réduite lorsque le pH est de 2,5 ($p = 0,14$) et de 3 ($p = 0,09$) par rapport à un pH de 5,6. À la fin de l'été, la décoloration des thalles était apparente dans les parcelles traitées avec une solution plus acide.

Tableau 2. Analyse de covariance de l'augmentation de croissance moyenne en 1982

Source de variation	df	SS	MS	F	P
Bloc	4	0,2177	0,0544	8,62	0,0001
Traitement	15	0,0922	0,0061	0,97	0,494
Covariable	1	0,0026	0,0026	0,41	0,524
Erreur	59	0,3726	0,0063		
Total	79	0,6850			

Analyse

Les lichens sont généralement vulnérables à toute une variété de polluants atmosphériques, souvent en concentrations suffisamment faibles pour servir d'indices de niveaux de pollution chronique (Richardson et Nieboer, 1981). Les polluants atmosphériques comme l'anhydride sulfureux et le fluor qui forment des acides lorsqu'ils sont absorbés par un lichen humide ont des effets particulièrement délétères sur la croissance et sur la survie des lichens (Skye, 1979; Richardson et Nieboer, 1981). Il est donc surprenant que l'acidification par les acides nitriques et sulfuriques contenus dans des solutions de pluie simulées n'ait pas affecté de manière significative la croissance de *Cladina stellaris* dans la région subarctique du Québec. Ce lichen courant dans de nombreux écosystèmes nordiques (Ahti, 1977) semble résister, du moins à court terme, à des précipitations extrêmement acides.

Il est toutefois possible que les effets sur la croissance soient suffisamment progressifs pour être inférieurs au seuil de détection fixé par nos méthodes expérimentales. Même si la méthode de base ne peut être modifiée, la précision des réactions de croissance estimées (figure 2) peut être améliorée en augmentant le nombre de segments de six ans échantillonnés dans chaque parcelle. Cela permettra de mieux distinguer les différences minimes mais significatives entre les parcelles opérationnelles. La chance de détecter des effets minimes sur la croissance augmentera également avec l'exposition continue des lichens à l'acidification, car à mesure que les traitements se poursuivent, un plus grand nombre des segments de six ans échantillonnés auront été entièrement formés en régime expérimental. À l'heure actuelle, une partie des thalles échantillonnés avait commencé de pousser avant le traitement. Il est également probable que l'acidification soutenue finira par avoir raison des mécanismes de résistance qui empêchent peut-être l'acidification d'avoir un effet sur la croissance après seulement deux étés de traitement. Dans ce cas, il se peut qu'on enregistre une baisse de croissance draconienne après une exposition prolongée à l'acidification. C'est pour étudier toutes ces possibilités que l'expérience se poursuit.

Remerciements

Je tiens à remercier Jim Schaefer, Anne Bruneau et Lisa Loring de l'aide qu'ils m'ont apportée sur le terrain et en laboratoire. Doug Barr m'a fourni un excellent appui logistique par le biais de la Station de recherches subarctiques de McGill. Je remercie également Kathy Fischer et Keith Puckett de leurs conseils et encouragements indéfectibles. Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie ont financé le projet.

Bibliographie

Ahti, T. 1977. Lichens of the boreal coniferous zone, pages 145-181 in Seaward, M.R.D. (ed.). Lichen Ecology, Academic, N.Y.

Andreev, V.N. 1954. Growth of forage lichens and methods of regulating it. Proceedings of the Komarov Botanical Institute, Series III. Geobotanika 9:11-74 (traduit du russe sous le code de traduction du Service canadien de la faune CWS-TR-RUS-213).

Bailey, C.; Larson, D.W. 1982. Water quality and pH effects on *Umbilicaria mammulata* (Arch.) Tuck. Bryologist 85:431-437.

Carroll, S.B.; Bliss, L.C. 1982. Jack pine-lichen woodland on sandy soils in northern Saskatchewan and northeastern Alberta. Can. J. Bot. 60:2270-2282.

Clayden, S.; Bouchard, A. 1983. Structure and dynamics of conifer-lichen stands on rock outcrops south of Lake Abitibi, Québec. Can. J. Bot. 61:850-871.

Cochrane, W.G.; Cox, G.M. 1957. Experimental Designs. Wiley, N.Y.

Fisher, D.W.; Gambell, A.W.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1968. Atmospheric contributions to water quality of streams in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Water Resour. Res. 4:1115-1126.

Freund, R.J.; Littell, R.C. 1981. SAS for linear models. SAS Institute, Cary, Caroline du Nord.

Gilbert, O.L. 1980. Acid rain threat to lichens? Bull. Bri. Lichenol. Soc. 46:1-2.

Holopainen, T.H. 1982. Summer versus winter condition of the ultrastructure of the epiphytic lichens *Bryoria capillaris* and *Hypogymnia physodes* in central Finland. Ann. Bot. Fenn. 19:39-52.

Huitema, B.E. 1980. The analysis of covariance and alternatives, Wiley, N.Y.

Kerekes, J.J. 1980. Preliminary characterization of three lake basins sensitive to acid precipitation in Nova Scotia, Canada. Pages 232-233 in Drablos, D. and A. Tollan (eds.). Ecological impact of acid precipitation. SNSF, Oslo.

Kershaw, K.A. 1977. Studies on lichen-dominated systems. XX. An examination of some aspects of the northern boreal lichen woodlands in Canada. Can. J. Bot. 55:393-410.

Lane, I.; Puckett, K.J. 1979. Responses of the phosphatase activity of the lichen *Cladina rangiferina* to various environmental factors including metals. Can. J. Bot. 57:1534-1540.

Lechowicz, M.J. 1981. Adaptation and the fundamental niche: evidence from lichens, pages 89-106 in Wicklow, D.T. and G. Carroll (eds.). The fungal community: its organization and role in the ecosystem. Marcel Dekker, N.Y.

Lechowicz, M.J. 1982. The effects of simulated acid precipitation on photosynthesis in the caribou lichen *Cladina stellaris* (Opiz.) Brodo. Water Air Soil Pollut. 18:421-430.

Lechowicz, M.J. 1983. Age dependence of photosynthesis in the caribou lichen *Cladina stellaris*. Plant Physiol. 71:893-895.

Raynal, D.J.; Leaf, A.L.; Manion, P.D.; Wang, C.J.K. 1980. Actual and potential effects of acid precipitation on a forest ecosystem in the Adirondack Mountains. New York State Energy Research and Development Authority Publication 80-28, Albany, N.Y.

Rencz, A.N.; Auclair, A.N.D. 1978. Biomass distribution in a subarctic *Picea mariana- Cladonia alpestris* woodland. Can. J. For. Res. 8:168-176.

Richardson, D.H.S.; Nieboer, E. 1981. Lichens and pollution monitoring. Endeavour 5:127-133.

SAS Institute. 1982. SAS User's Guide: Statistics, Cary, Caroline du Nord.

Shriner, D.S. 1978. In Heck, W.W., Krupa, S.V. and S.N. Linzon (eds.). Methodology for the Assessment of Air Pollution Effects on Vegetation.

Skye, E. 1979. Lichens as biological indicators of air pollution. Annu. Rev. Phytopathol. 17:325-341.

US/Canada Work Group. 1981. I. Impact Assessment Memorandum of intent on transboundary air pollution. US Department of State, Washington, D.C. et ministère canadien des Affaires extérieures, Ottawa.

Lucarotti, C.J. 1981. The effects of forest regeneration on mesofauna populations and microfungal species in lichen woodland soils. McGill Sub-arct. Res. Pap. 32:7-26.

Influence de l'acidification sur l'absorption de métaux par les plantes

Else Lobersli et Eiliv Steinnes
Département de chimie
Université de Trondeheim
7055 Dragvoll, Norvège

Résumé

La mobilité accrue des métaux qui résulte de l'acidification du sol peut avoir un effet sur la présence de ces métaux sous une forme assimilable par les plantes. Le présent travail porte sur l'influence possible de l'acidification des sols sur l'absorption par les plantes de métaux qui sont des éléments majeurs dans les roches silicatées: aluminium, fer et manganèse.

Une étude des plantes provenant de bétulaies dans un gradient local d'acidification indique une forte influence sur l'absorption des métaux. Par exemple, la teneur en manganèse de *Betula pubescens* augmente et la teneur en fer diminue à mesure que l'on s'éloigne de la source.

Une comparaison des écosystèmes forestiers d'épinettes dans le sud et dans le centre de la Norvège permet d'étudier l'absorption des métaux par les plantes qui croissent dans des sols dont l'équilibre acido-basique diffère. Les écosystèmes correspondants dans les deux régions sont comparés pour trouver des effets possibles que pourraient avoir les grandes différences dans l'exposition aux précipitations acides qui existent entre les diverses parties du pays. On retrouve dans des extraits de sols d'écosystèmes d'épinettes et dans l'anémone des bois (*Anemone nemorosa*) du sud de la Norvège des teneurs en aluminium plus élevées que dans des écosystèmes correspondants du centre de la Norvège.

Introduction

L'acidification causée par des processus naturels et anthropogènes peut provoquer divers changements chimiques dans le sol (1). Depuis quelque temps, on s'intéresse beaucoup au lessivage de l'aluminium dans les sols forestiers à cause des précipitations acides qui sont susceptibles d'avoir de graves conséquences sur la foresterie du centre de l'Europe (2).

Comme le sud de la Scandinavie reçoit aussi des quantités non négligeables de substances acidifiantes transportées dans l'atmosphère, il y a lieu d'en surveiller les effets possibles à long terme sur les sols naturels et la végétation de cette région.

L'acidification des sols peut avoir un effet sur la présence de métaux sous une forme assimilable par les plantes, par exemple en accroissant l'altération par les minéraux argileux et en lessivant les ions métalliques des complexes d'échanges cationiques. L'effet final sur l'absorption par les plantes dépendra probablement d'un certain nombre de facteurs pédologiques comme le pH, le matériau originel, la teneur en argile, la teneur en matière organique, etc.; c'est pourquoi il est difficile à estimer dans chaque cas. Le présent travail fait partie d'un programme de recherches[1] dont le principal objectif est de déterminer dans quelle mesure l'acidification des sols naturels peut donner lieu à un changement dans l'absorption des métaux par les plantes et les animaux d'un écosystème donné. Dans la partie norvégienne du programme, qui est ici décrite, la problème est abordé de trois façons:

[1] Ce programme de recherches, mis en oeuvre et appuyé par le *Nordic Council of Ministers*, est exécuté en collaboration avec le professeur G. Tyler et son équipe, Université de Lund, Suède.

A. Une étude de l'absorption des métaux par les plantes dans un gradient d'acidification à partir d'une forte source locale de SO_2. Des plantes provenant de peuplements de bouleaux situés à diverses distances de la source sont analysées.

B. Une étude de l'absorption des métaux par des plantes provenant d'écosystèmes de conifères dans le sud et le centre de la Norvège. L'absorption de métaux par les plantes qui croissent dans les sols dont l'équilibre acido-basique diffère a fait l'objet d'une étude dans chaque région. Les écosystèmes correspondants dans les deux régions sont comparés pour trouver des effets possibles que pourraient avoir les grandes différences dans l'exposition aux précipitations acides qui existent entre les diverses parties du pays.

C. La comparaison de la teneur en métaux des plantes d'un herbier constitué entre 1870 et 1920 avec des plantes actuelles des mêmes espèces recueillies aux mêmes endroits pendant les mêmes parties de la saison, pour vérifier si l'augmentation substantielle des précipitations acides dans le sud de la Norvège au cours des récentes décennies a eu une influence quelconque sur l'absorption des métaux par les plantes.

Nous donnons ici une brève description du plan d'expérience et nous présentons certains résultats préliminaires. À ce jour, les résultats ne sont disponibles que pour les sous-projets A et B mentionnés ci-dessus et l'accent a été placé sur les métaux qui sont des éléments majeurs des roches silicatées: aluminium, fer et manganèse.

Plan d'expérience

Régions étudiées

L'emplacement des régions étudiées dans le cadre des sous-projets A et B est illustré à la figure 1.

A. Les sites d'échantillonnage sont situés dans une bétulaie sur un sol podzolique entourant une fonderie de cuivre dans le nord de la Norvège (Sulitjelma). La fonderie émet entre 20 000 et 30 000 tonnes de SO_2 par années. Des émissions simultanées de métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Cd) constituent un facteur supplémentaire de complication phytotoxique.

B. Quatre-vingts localités représentant des écosystèmes de pins et d'épinettes dans le sud de la Norvège (Aust-Agder et Telemark) et dans le centre du pays (Trondelag) ont été choisies. Les types de végétations suivantes sont représentés:

Pineraie avec *Calluna Vulgaris*.
Forêt d'épinettes avec *Vaccinum myrtillus*.
Forêt d'épinettes avec fougères basses.
Forêt d'épinettes avec herbacées et graminées basses.

Les peuplements forestiers croissent sur un brunisol ou un sol podzolique.

Échantillonnage et analyse (A et B)

Les échantillons de sols et de végétation ont été recueillis en vrac, chaque échantillon représentant environ 100 m^2. Les échantillons de sols ont été prélevés de la couche d'humus (profondeur de 3-5 cm) et du sol minéral (profondeur de 12-15 cm).

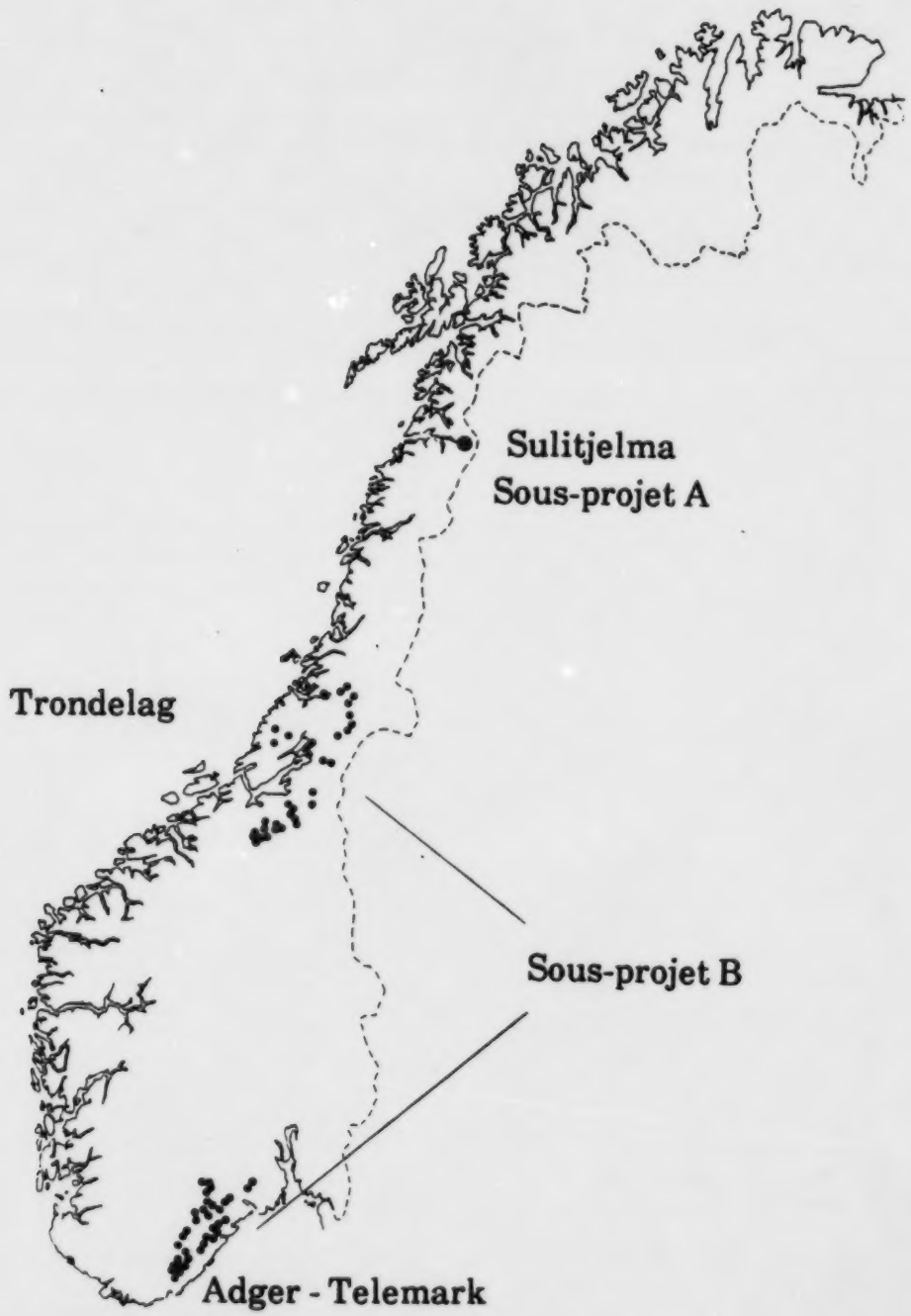


Figure 1. Carte de la Norvège illustrant les endroits étudiés dans les sous-projets A et B.

Les échantillons de sols ont été soumis aux analyses suivantes: pH(H_2O), pH(KCl), perte par calcination, calcium, magnésium, potassium, sodium phyto-assimilables (extraction avec 1M d'acétate d'ammonium, pH de 7,0), capacité d'échange cationique, saturation en bases et aluminium, fer, manganèse phyto-assimilables (1M d'acétate d'ammonium, pH 4,8).

Les échantillons de végétaux ont été analysés pour en déterminer la teneur en aluminium, en fer et en manganèse par spectrophotométrie à absorption atomique après minéralisation dans de l'acide nitrique concentré.

Dans le cadre du projet A, les échantillons de végétaux et les extraits de sols (1M d'acétate d'ammonium, pH de 4,8) ont aussi été analysés pour en déterminer les métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Cd).

Résultats et discussion

Voici, sous une forme préliminaire, certains résultats représentatifs obtenus dans le cadre des projets A et B:

Projet A

La figure 2 illustre la teneur en métaux de brindilles de *Betula pubescens* situés à l'ouest de la fonderie de Sulitjelma. La diminution de la teneur en cuivre et en zinc qui accompagne l'éloignement de la fonderie est probablement le résultat du dépôt des métaux lourds. La teneur croissante en fer à proximité de la fonderie peut être le résultat d'une solubilité accrue du fer en raison d'une plus forte acidité du sol.

À la figure 3, la teneur en manganèse de feuilles de trois différentes espèces végétales provenant de l'ouest de la fonderie est illustrée en fonction de la distance; à la figure 4, on trouve la tracé de la quantité de manganèse, de cuivre et de zinc phyto-assimilable exprimée en pourcentage de la capacité d'échange cationique. La teneur moindre en manganèse dans les plantes croissant près de la fonderie peut s'expliquer par le lessivage de Mn (II) de la couche d'humus en raison d'échanges avec les ions hydrogène et peut-être aussi avec les cations de métaux lourds provenant de la fonderie.

Projet B

Le tableau 1 illustre certaines caractéristiques pédologiques de la couche d'humus dans différents types de végétation dans le sud et le centre de la Norvège. Le pH du sol semble être constamment plus bas dans les forêts de conifères oligotrophiques du sud de la Norvège comparativement aux écosystèmes correspondants du centre du pays. La saturation en bases est notablement moins élevée dans les forêts d'épinettes du sud de la Norvège, même dans les groupes plus eutrophiques. Cela indique que le processus d'acidification du sol est plus avancé, à l'échelle régionale, dans la région étudiée du centre de la Norvège que dans la région correspondante du centre du pays. La contribution des précipitations acides à cette évolution ne peut pas être éliminée, mais il est impossible, à ce stage, d'estimer l'importance d'un impact possible des précipitations acides en raison de différences régionales dans l'acidification des sols résultant de facteurs naturels.

La figure 5 illustre la saturation en bases en regard du pH dans la couche d'humus de chacune des parcelles échantillonnées. Les différences régionales dans l'acidité du sol décrites au tableau I sont illustrées ici encore plus clairement. Le pouvoir tampon résiduel des sols dans certaines forêts eutrophiques du sud de la Norvège apparaît très limité. Il faut se demander si ces forêts peuvent supporter l'acidification accélérée des sols pendant une longue période sans conséquences écologiques considérables.

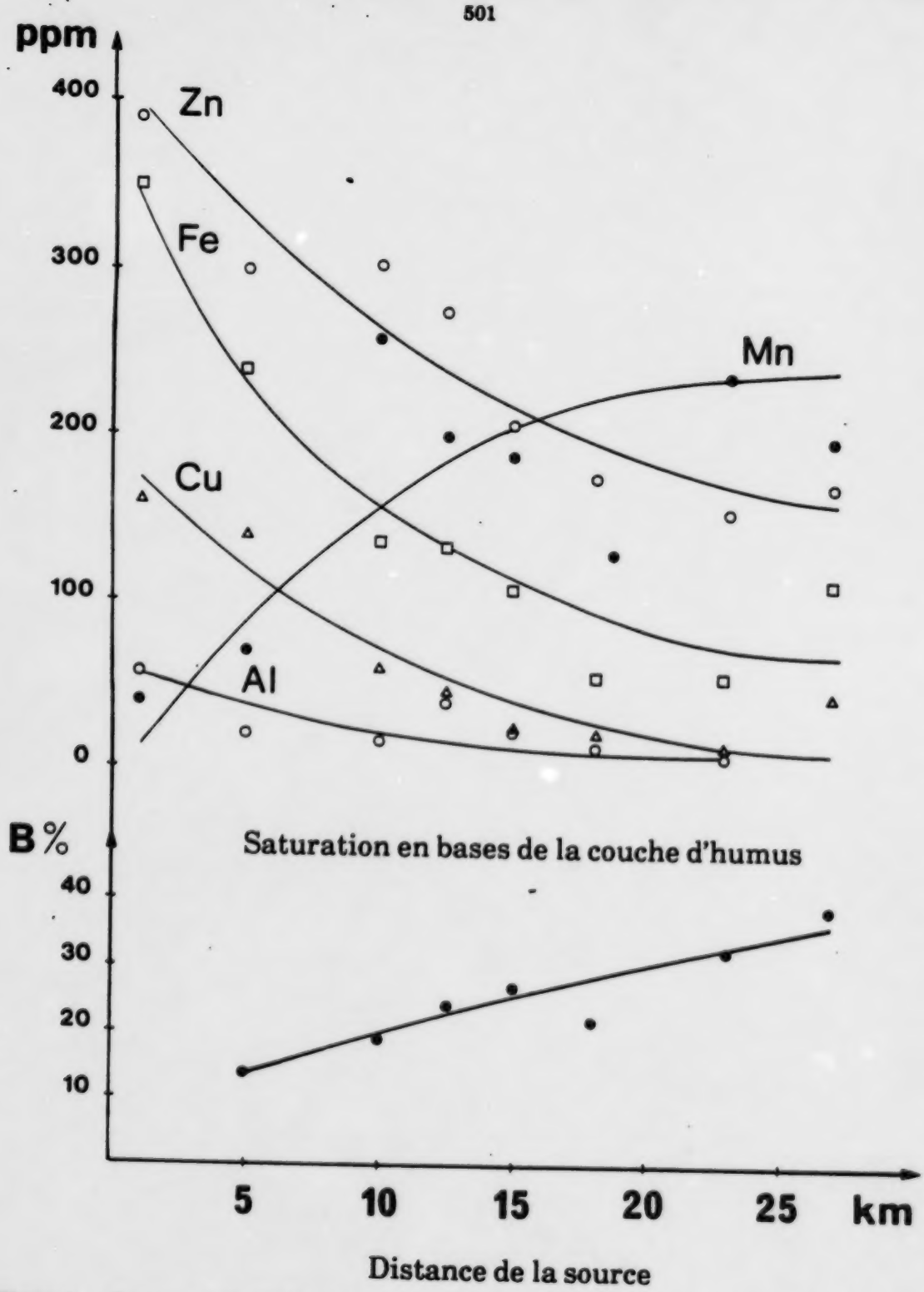


Figure 2. Teneur en métaux de brindilles de bouleaux (Betula pubescents) croissant à l'ouest de la fonderie de Sulitjelma.

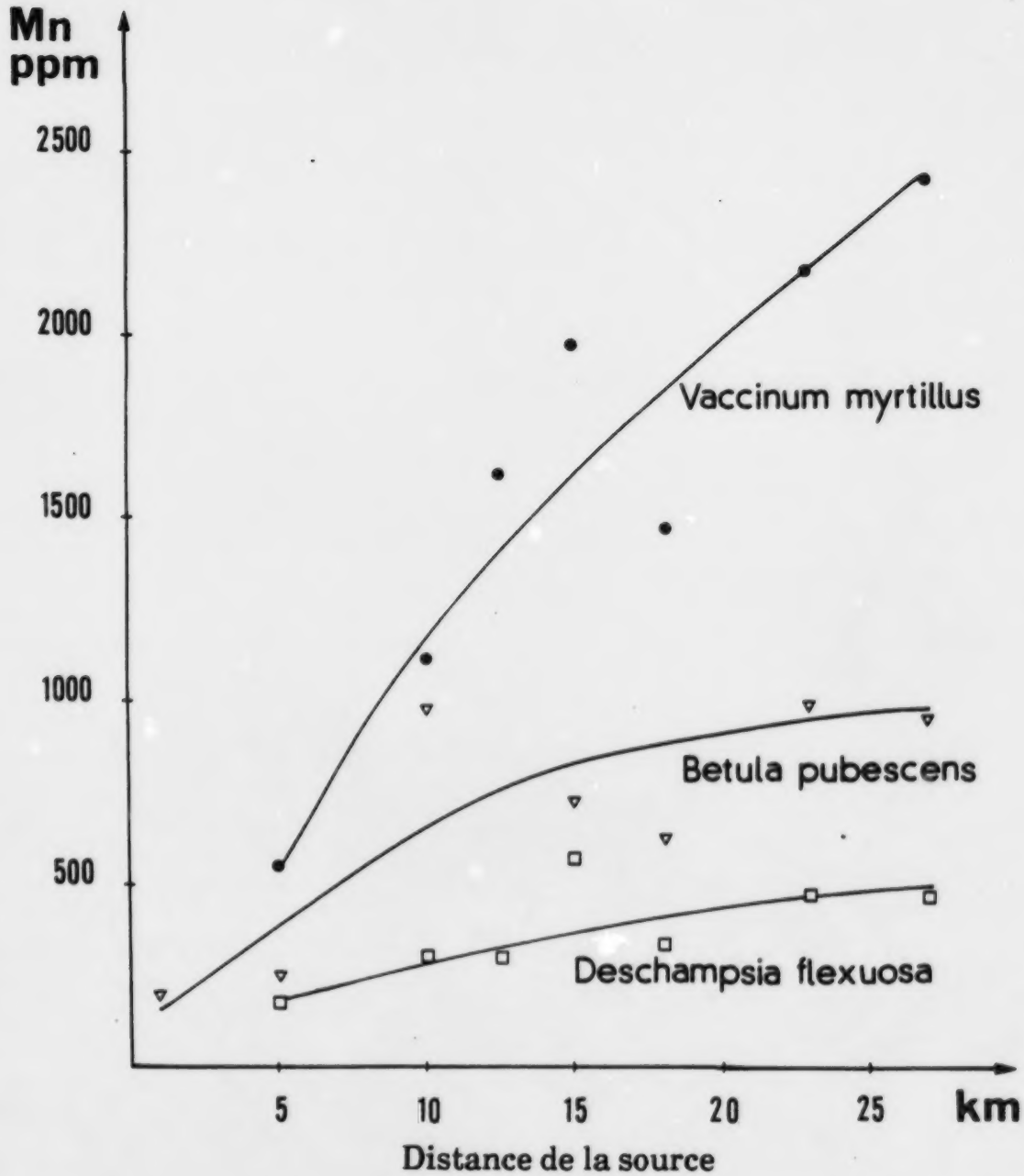


Figure 3. Teneur en manganèse de feuilles de trois espèces végétales différentes croissant à l'ouest de la fonderie du Sulitjelma.

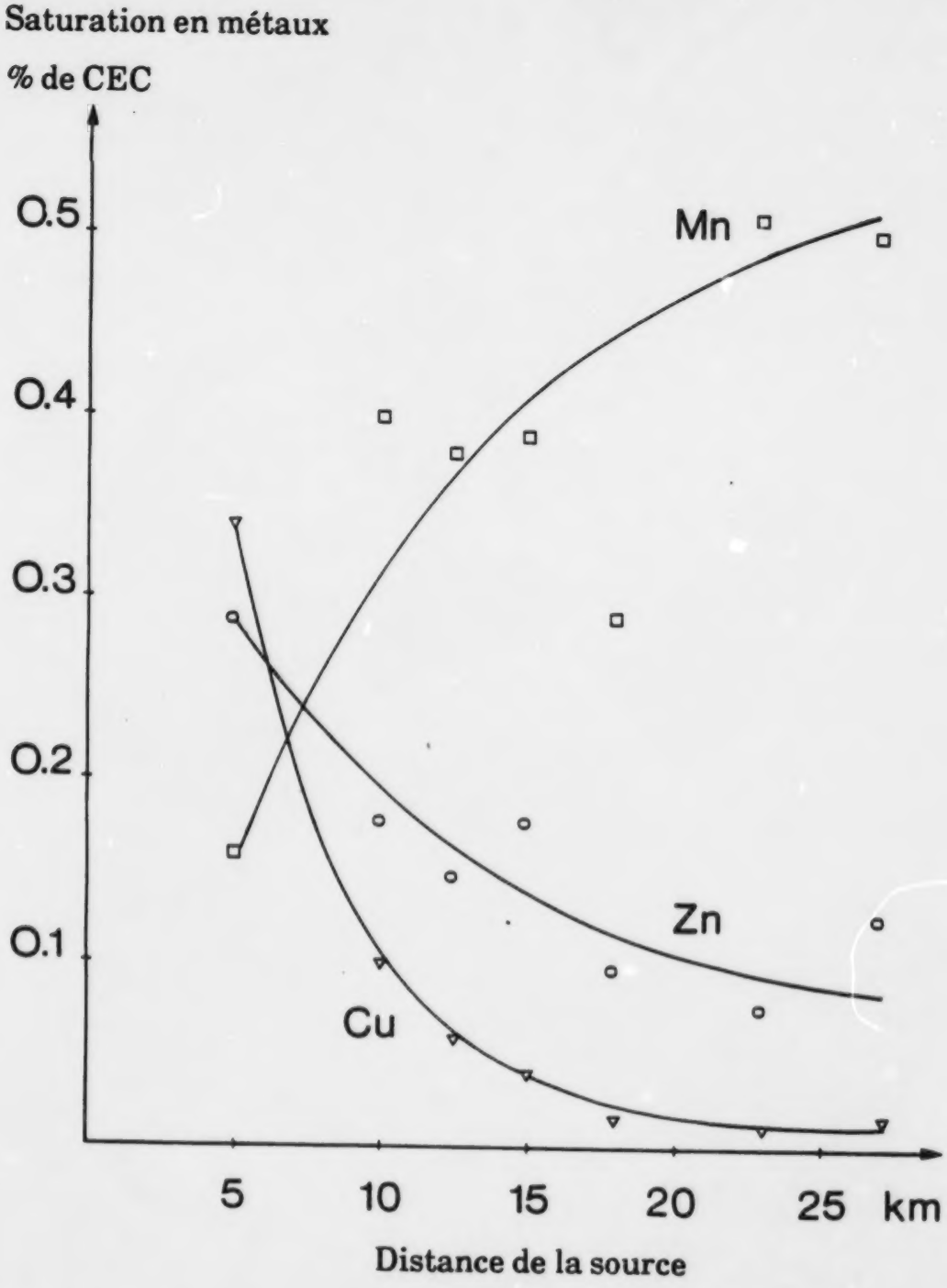


Figure 4. Teneur en manganèse, en cuivre et en zinc phyto-assimilables à l'ouest de la fonderie de Sulitjelma, exprimée en pourcentage de la capacité d'échange cationique de la couche d'humus.

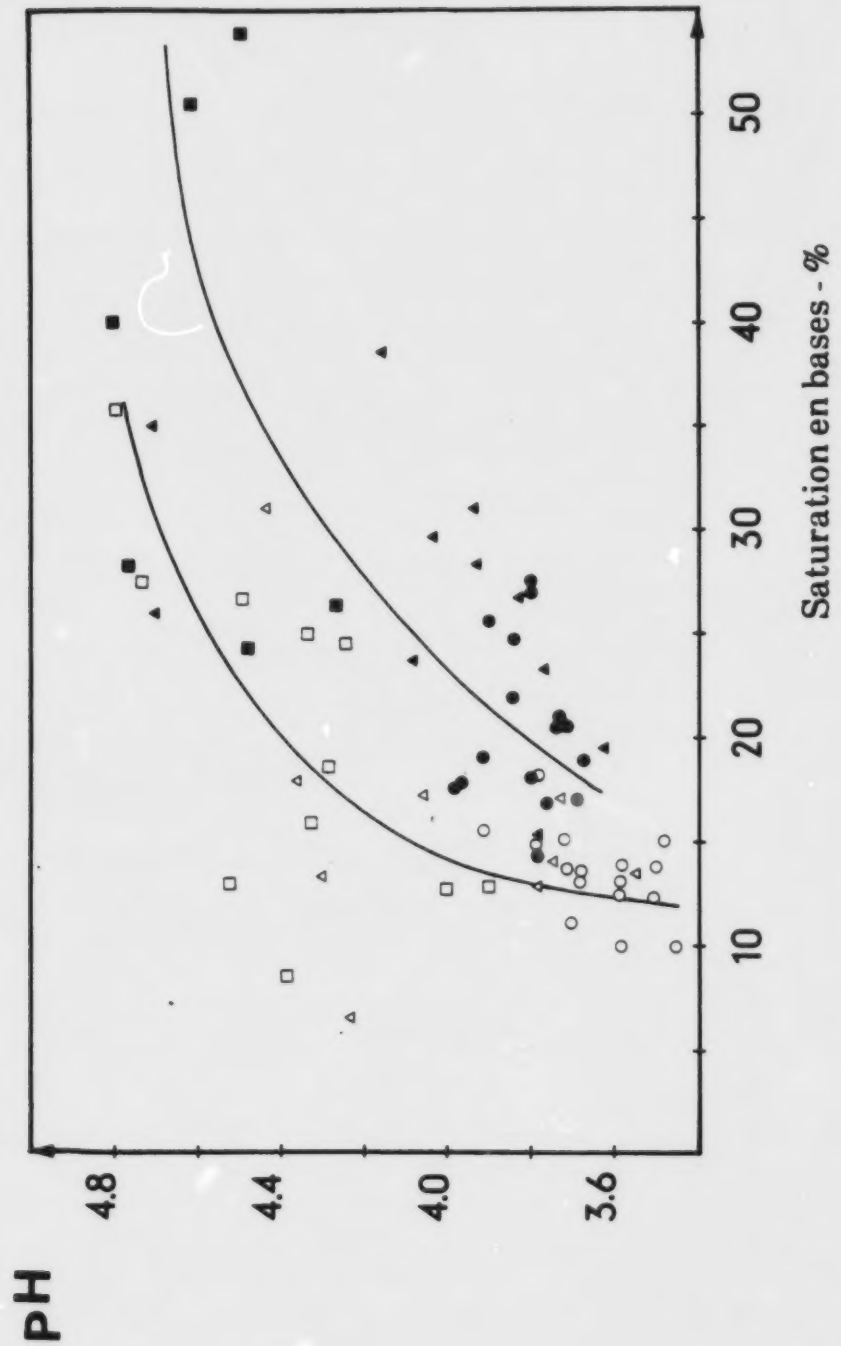


Figure 5. pH(H_2O) contre saturation en base pour des échantillons d'humus provenant de forêts d'épinettes du sud (O □ Δ) et du centre (O □ Δ) de la Norvège.

O O Forêt d'épinettes avec *Vaccinum myrtillus*.

Δ Δ Forêt d'épinettes avec fougères basses.

□ □ Forêt d'épinettes avec herbacées et graminées basses.

L'aluminium phyto-assimilable dans les sols de surface est illustré au tableau 2 comme valeur moyenne des différents types de végétation des deux régions. Même si les niveaux sont semblables dans les forêts oligotrophiques, la quantité d'aluminium extractible est notablement plus élevée dans les sols des forêts d'épinettes eutrophiques du sud de la Norvège, ce qui indique un taux supérieur d'acidification dans cette région. Cela correspond très bien aux constatations exprimées à la figure 5.

La figure 6 démontre l'impact de la différence dans l'acidification des sols sur l'absorption des métaux par les plantes. La teneur en aluminium de *Anemone nemorosa*, qui est située dans les forêts d'épinettes eutrophiques, est plus élevée dans le sud de la Norvège tandis que l'on retrouve des concentrations similaires dans *Calluna vulgaris* provenant de pineraies oligotrophiques des deux régions. Ces résultats correspondent de près au modèle applicable à l'aluminium dans les extraits de sols mentionnés auparavant. Les valeurs obtenues pour le manganèse dans les deux mêmes espèces, tout en démontrant une diminution relative de Mn dans le sud de la Norvège pour les espèces croissant en sol très acide, semblent appuyer la tendante démontrée pour le mangan=ese dans l'étude du gradient du projet A.

Les résultats présentés ici démontrent très clairement que l'absorption de certains métaux par les plantes dépend beaucoup de l'acidification du sol. D'autres travaux dans le cadre de ce projet porteront notamment sur un nombre supplémentaire d'éléments mineurs et d'éléments-traces.

Ouvrages de référence

Malmer, N. 1976. *Acid precipitation: Chemical changes in the soil.* Ambio, 5. Pages 231-234.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. *Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe. Soil Science*, 130, pages 193-199.

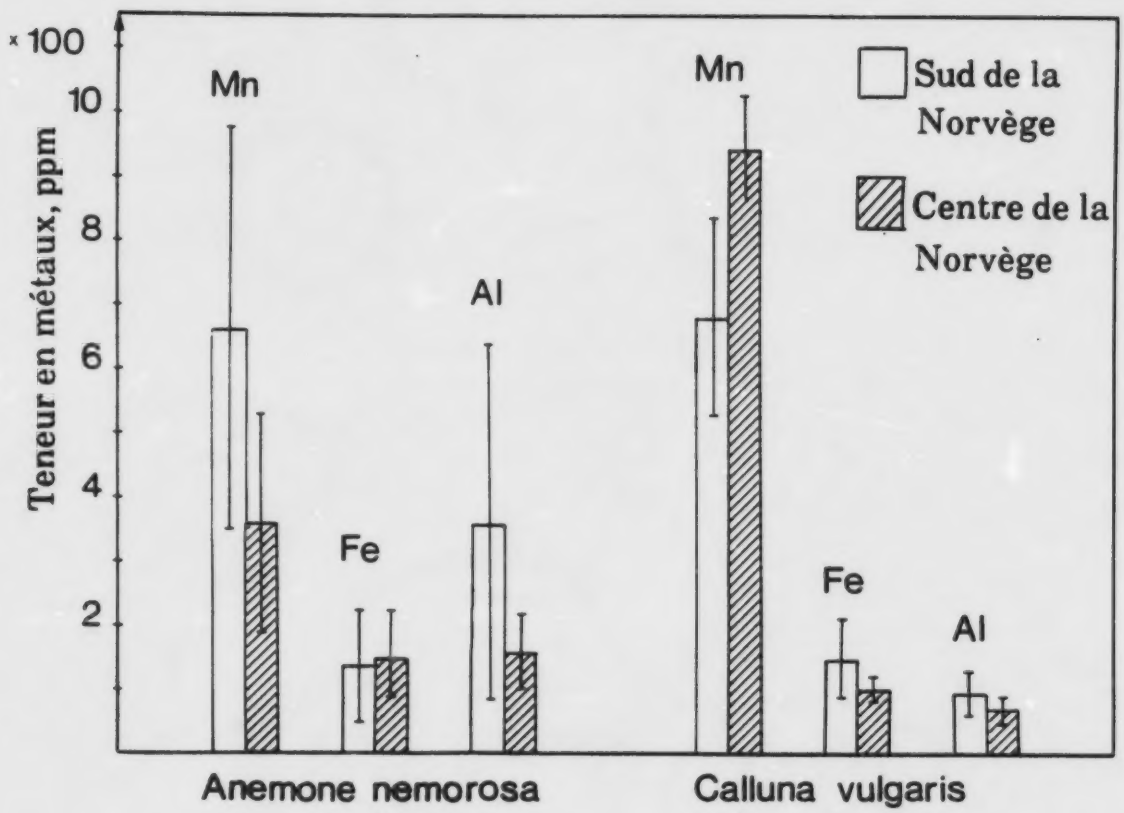


Figure 6. Absorption des métaux par l'anémone des bois (*Anemone nemorosa*) provenant de forêts d'épinettes eutrophiques et par la bruyère (*Calluna vulgaris*) provenant de pineraies oligotrophiques du sud et du centre de la Norvège.

Tableau 1. Caractéristiques pédologiques de la couche d'humus dans différents types de végétation. SN: Sud de la Norvège, CN: Centre de la Norvège, P: Podzol, B: Brunisol, PB: Transition entre le podzol et le brunisol

Type de végétation	Région	pH (H_2O)	Saturation en bases (%)	Principal profil de sol
Pineraie avec *Calluna vulgaris*	SN	3,74	18,6 ±3,6	
	CN	3,92	20,4 ± 8,1	P
Forêt d'épinettes avec *Vaccinum myrtillus*	SN	3,65	13,5 ± 2,1	
	CN	3,80	20,5 ± 3,3	P
Forêt d'épinettes avec fougères basses	SN	3,98	16,5 ± 6,3	
	CN	3,93	23,3 ± 5,9	P, PB
Forêt d'épinettes avec herbacées et graminées basses	SN	4,36	19,1 ± 9,5	
	CN	4,45	35,2 ± 10,5	B, PB

Tableau 2. Aluminium phyto-assimilable dans des échantillons d'humus provenant d'écosystèmes forestiers de conifères du sud (SN) et du centre de la Norvège (CN)

Types de végétation	Aluminum extractible (NH_4OAc, pH 4,8), ppm			
	SN		CN	
Pineraie avec *Calluna vulgaris*	16,1	± 4,2	25,9	± 22,8
Forêt d'épinettes avec *Vaccinum myrtillus*	18,6	± 7,0	16,0	± 9,9
Forêt d'épinettes avec fougères basses	96,1	± 142,4	23,6	± 13,0
Forêt d'épinettes avec herbacées et graminées basses	147,6	± 68,6	50,0	± 29,2

Effets directs et indirects causés par l'acide dans la teneur chimique des feuilles

John L. Malanchuk, James R. Rhea,
Edward Engelbridge, Bob Smyth
Center for Earth and Environmental Science
Department of Biological Sciences, State University of New York
Plattsburgh, New York 12901

William H. Miner Agricultural Research Institute
Chazy, New York 12921

Résumé

Les dépôts acides peuvent modifier la composition chimique du feuillage. L'on sait que les pluies acides accélèrent le lessivage des substances végétales de la surface du feuillage; l'on ignore toutefois si ces changements se produisent (directement) à la surface des feuilles ou indirectement par l'acidification du sol. Ces modifications peuvent avoir des répercussions sur la redistribution des éléments nutritifs de la forêt, c'est-à-dire sur le cycle de l'azote. Des Haricots (*Phaseolus vulgaris*, L.) ont été cultivés en serre pendant 70 jours. Le sol utilisé provenait de Whiteface Mountain dans les Adirondacks, une chaîne de montagnes du nord-est de l'état de New York. Les plants ont reçu 50 ml d'eau distillée trois fois par semaine pendant 63 jours. Trente jours après avoir été plantés, les plants ont reçu le même volume de pluie acide artificielle, dont le pH était de 2,5, 4,0 et 5,5, selon le traitement. La pluie acide artificielle avait été préparée en ajoutant goutte à goutte une solution de H_2SO_4 à 60 pour 100 et de HNO_3 à 40 pour 100 jusquà l'obtention du pH désiré. Le mode d'application de la pluie variait selon le traitement. Dans le traitement I, la pluie était appliquée à l'aide d'un atomiseur et on l'a laissée percoler dans le sol. Dans le traitement II, la pluie a été appliquée uniformément à la surface du sol sans mouiller les feuilles. Dans le traitement III, la pluie a été appliquée comme dans le traitement I, mais on l'a empêchée de pénétrer directement dans le sol en recouvrant ce dernier d'une pellicule de plastique durant les périodes d'application. Dans le traitement III, 50 ml d'eau distillée ont aussi été appliqués au sol, comme dans le traitement II, pour empêcher le dessèchement. Six plants provenant de trois pots différents ont été recueillis à des intervalles réguliers pendant une période de 63 jours et l'on a procédé à une analyse du tissu végétal. Les feuilles ont été séparées du reste du plant puis analysées pour en déterminer la teneur en Al, Ca, Mg, Na, K, Mn et en N total. D'après les résultats obtenus, il semblerait y avoir des différences de concentration d'éléments dans le feuillage, selon le traitement. Les différences variaient selon le pH de la pluie simulée et les éléments étudiés et l'on n'a constaté aucune tendance générale applicable à tous les éléments.

Introduction

Les dépôts acides peuvent modifier la teneur chimique du feuillage des plantes. L'on sait que les pluies acides accélèrent le lessivage des substances végétales de la surface du feuillage (Wood et Bormann, 1974). L'on ignore toutefois si ces changements dans la teneur chimique du tissu végétal se produit (directement) à la surface des feuilles ou (indirectement) par une acidification du sol donnant lieu à des changements subséquents dans l'absorption des éléments nutritifs, ou les deux.

La modification de la teneur chimique du feuillage dans un système forestier peut avoir des répercussions sur la redistribution des éléments comme l'azote et le calcium. Des changements dans la teneur en éléments du feuillage peut aussi avoir des effets sur les consommateurs de la forêt et accroître ou diminuer la probabilité d'infestation d'insectes. La décomposition peut être retardée en raison de changements dans la qualité du substrat de la litière et la productivité de la forêt peut

également être affectée. Des changements semblables de la teneur chimique du feuillage de cultures agricoles destinées directement à la consommation humaine ou indirectement par le biais des chaînes alimentaires agricoles sont également possibles. Les conséquences peuvent en être graves étant donné qu'une diminution de la teneur en azote peut donner lieu à une diminution de la teneur en protéines, donc à une valeur alimentaire moindre.

Il faut comprendre le mécanisme par lequel la teneur chimique des feuilles est modifiée si l'on doit choisir les correctifs en fonction du mécanisme de perturbation. Si le mode d'action est direct, par lessivage, nous avons un ensemble donné de possibilités d'aménagement. Si le mode d'action est indirect et si la teneur chimique du feuillage est modifiée par suite de l'acidification du sol et des changements subséquents dans l'absorption d'éléments nutritifs par les plantes, nous disposons alors de possibilités d'aménagement additionnelles. Les changements de la productivité et de la qualité du substrat étant d'une importance capitale, nous devons connaître les mécanismes par lesquels ces changements se produisent.

Matériel et méthodes

Des Haricots (*Phaseolus vulgaris*, L.) ont été plantés dans des pots en plastique de 10 cm, à raison de deux plants par pot. Le sol provenait de Whiteface Mountain, dans la région des Adirondacks au nord-est de l'état de New York. Les plants ont été placés en serre et cultivés dans des conditions d'éclairage naturel. Ils ont reçu 50 ml d'eau du robinet trois fois par semaine. Après 42 jours, les plants ont reçu le même volume (50 ml) de «pluie acide» artificielle, dont le pH avait été réglé à 2,5, 4,0 ou 5,5 selon le traitement. La pluie acide artificielle avait été préparée en ajoutant goutte à goutte une solution de H_2SO_4 à 60 pour 100 et de HNO_3 à 40 pour 100 jusqu'à l'obtention du pH désiré. Le mode d'application de la pluie variait selon le traitement. Les traitements sont décrits à la figure 1. Dans le traitement I (effets directs et indirects), la pluie a été appliquée à l'aide d'un atomiseur et on l'a laissée percoler dans le sol. Dans le traitement II (effets indirects seulement), la pluie a été appliquée de façon uniforme à la surface du sol sans mouiller le feuillage. Dans le traitement III (effets directs seulement), la pluie a été vaporisée et on l'a empêchée de pénétrer dans le sol en recouvrant ce dernier d'une pellicule de plastique durant les applications. Dans le traitement 3,50 ml d'eau distillée supplémentaires, à un pH de 5,5 ont également été appliqués de façon uniforme à la surface du sol pour empêcher le dessèchement.

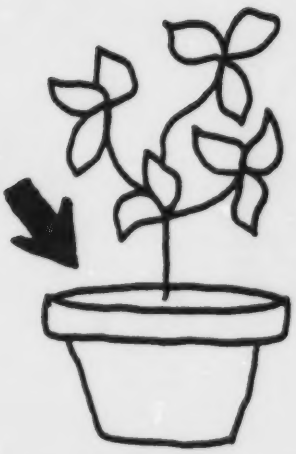
Trois différents pots (6 plants) ont été prélevés de chaque traitement aux jours 44,58 et 63 aux fins d'analyse des tissus. Les feuilles ont été séparées du reste de la plante, desséchées à 40°C, pesées puis moulues dans un Wiley Mill de manière à passer à travers un tamis aux mailles de 2 mm. Des échantillons aliquotes ont été réduits en cendre anhydre (Allen, 1974) pour en analyser: Al, Ca, Mg, K et Mn puis minéralisés à l'acide pour en analyser l'azote total (E.P.A., 1974). Les concentrations en cations ont été mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique.

Résultats et discussion

Après une semaine d'application, des lésions foliaires sont apparues sur les plants recevant de la pluie simulée à un pH de 2,5 dans le cadre des traitements I et III. Les lésions sont d'abord apparues sur le bord des feuilles, augmentant en nombre et en taille avec l'accroissement du temps d'exposition. Aucun dommage foliaire n'a été observé chez les plants recevant de la pluie acide simulée à un pH de 2,5 indirectement (figure 1, traitement II), ni sur aucun des plants recevant de la pluie acide simulée à un pH de 4,0 ou de 5,5.

Traitement I

(Effets directs et indirects)



Traitement II

(Effets indirects)

Traitement III

(Effets directs)

Figure 1. Diagramme du plan d'expérience.

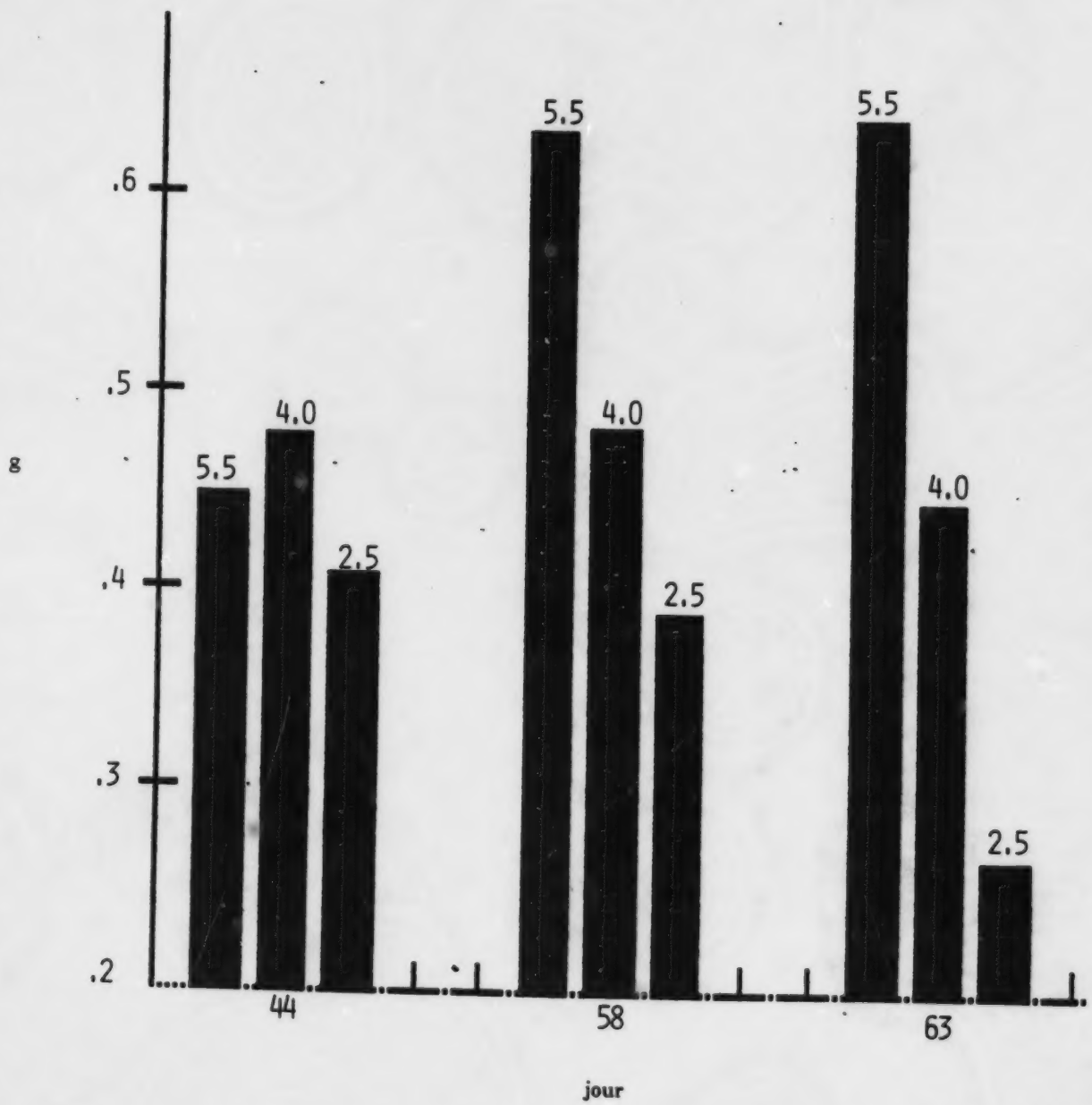


Figure 2. Biomasse totale des feuilles, traitement I à 3 niveaux de pH.

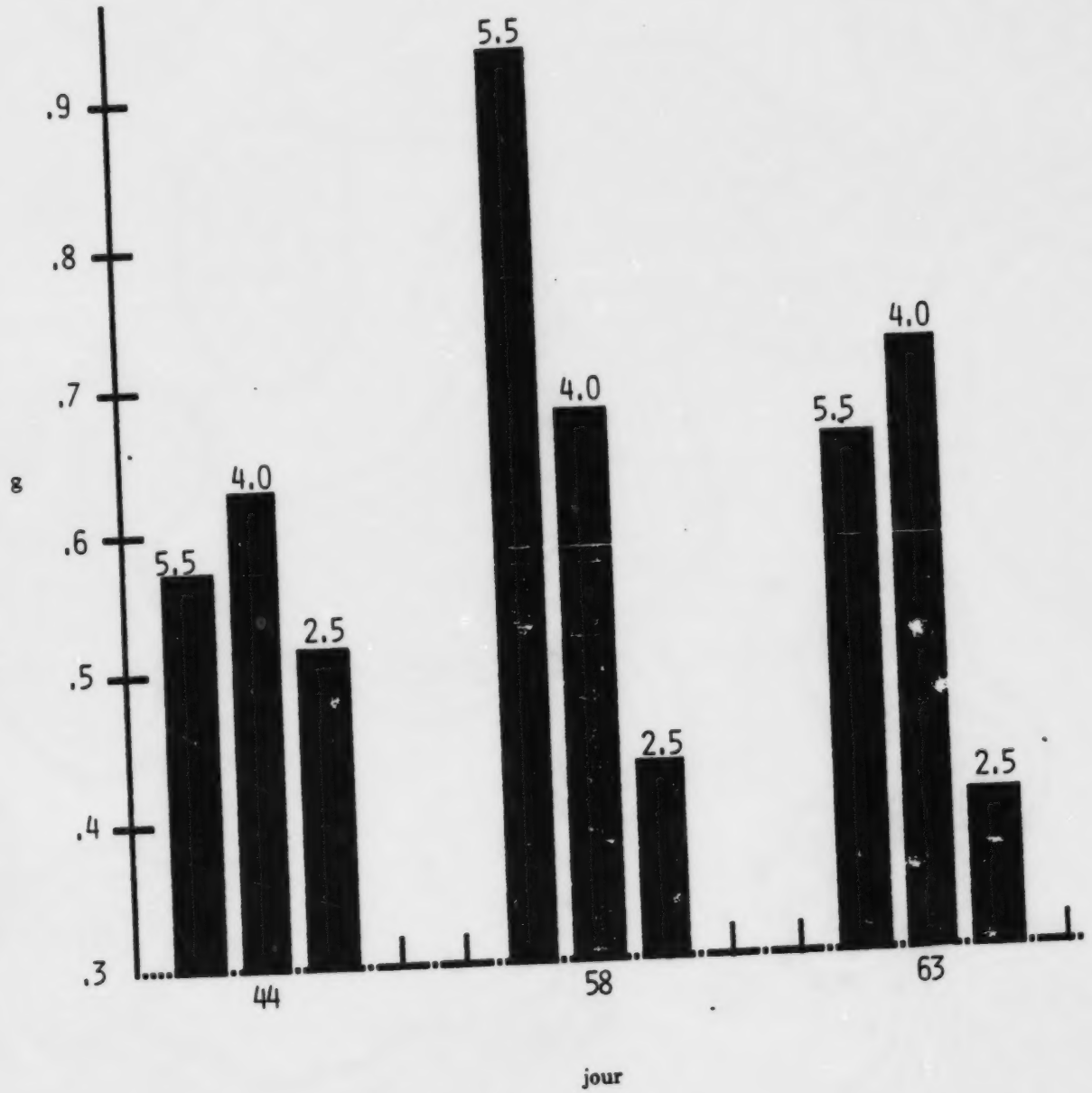


Figure 3. Biomasse totale des feuilles, traitement III, à 3 niveaux de pH.

La biomasse totale des feuilles a diminué avec l'accroissement de l'acidité et était plus prononcée dans les traitements I (figure 2) et III (figure 3). Un certain effet fertilisant peut se manifester dans le traitement I à un pH de 4,0. Cette augmentation de la biomasse peut avoir été provoquée par des additions de sulfate ou de nitrate. Les données relatives au traitement I et au traitement III laissent croire que la biomasse totale est davantage influencée par une méthode directe/indirecte. Cela laisse croire que les effets indirects des précipitations acides peuvent jouer un rôle dans la détermination de la productivité.

Les valeurs de N total étaient supérieures dans le traitement I à tous les pH (figure 4). Cela peut signifier que les effets directs et indirects ensemble sont plus importants que l'un ou l'autre pris séparément dans la régulation de la teneur en N total; particulièrement à des faibles pH.

Comme il s'agit probablement d'un système limité en azote, étant donné que nous avons utilisé des sols provenant de Whiteface Mountain, un certain effet fertilisant est à prévoir. Une stimulation de la croissance serait aussi manifeste dans les données applicables aux autres éléments. Les données sur le potassium au traitement I (figure 5) indiquent qu'à un pH de 5,5, la teneur en éléments demeurait passablement constante à chaque période d'échantillonnage. À un pH de 2,5, toutefois, deux facteurs entrent en jeu, la fertilisation et les lésions foliaires. Dans le traitement I (effets directs et indirects combinés), les lésions foliaires se sont produites concurremment avec l'effet de foliaires étaient mineures, mais avec le temps, à mesure qu'elles s'aggravaient, la teneur en K a diminué. Ce phénomène contraste avec le traitement II (figure 6, effets indirects) alors qu'aucune lésion foliaire ne s'est produite et que seul l'effet de fertilisation a été observé. Dans ce cas, la teneur en N a augmenté. La reconstitution des concentrations de N total après la fructification a été moins prononcée chez les plants recevant de la pluie à un pH faible. Les plans soumis au traitement II ont semblé les plus affectés, aucune reconstitution ne s'étant manifestée à un pH de 2,5.

Le magnésium et le manganèse n'étaient pas considérés comme des macroéléments nutritifs, c'est pourquoi les changements de concentration dans les tissus ont été moins spectaculaires. L'on a également procédé à des analyses de l'aluminium sur les échantillons de tissu, mais rien n'a été décelé avec la méthode de minéralisation employée.

Pendant la première période d'échantillonnage (44 jours), il y a eu certaines variations du Ca entre les différents traitements et les divers pH, mais il n'y a pas eu évidence de lésions et aucun effet ne s'est manifesté. À la deuxième période d'échantillonnage (58 jours), toutefois, le pH a semblé avoir un effet négatif dans tous les traitements, c'est-à-dire que la teneur en Ca a diminué à mesure que l'acidité augmentait. À la troisième période d'échantillonnage (63 jours) (figure 7), un effet semblable au potassium a été observé. Dans ce cas, il y a eu une diminution de la teneur en Ca dans le traitement I, ce qui permet de croire à un effet acide négatif, et une augmentation dans le traitement II, l'indice de l'effet de fertilisation positif. Les résultats du traitement III ne sont pas concluants, un effet négatif apparent s'étant manifesté à un pH de 2,5 et un effet stimulant à un pH 4.

La recherche dans ce domaine soulève nombre de questions intéressantes concernant la relation entre la dose et la réaction de la végétation à la pluie simulée à un faible pH. Nous ne savons pas dans quelle mesure les interactions à la surface des feuilles peuvent altérer la redistribution des éléments nutritifs à l'intérieur de la plante. Nous ignorons également si les effets directs et indirects se combinent pour produire les effets globaux observés ou si un effet positif de fertilisation se produit de concert avec un effet négatif de lésion foliaire. De plus, nous ignorons comment ce mécanisme pourrait se modifier à différents niveaux d'activité. D'autres recherches sont prévues pour examiner ces interactions plus en détail.

Ouvrages de référence

Allen, S.E.; Grimshaw, H.M.; Parkinson, J.A.; Quarmby, C. 1974. *Chemical Analysis of Ecological Materials. Wiley, New York.*

Environmental Protection Agency. 1974. *Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes*. EPA-625/6-74-003. *Office of Technology Transfer*. Washington, D.C.

Wood, T.; Bormann, F.H. 1974. *Increases in Foliar Leaching Caused by Acidification of An Artificial Mist*. Ambio. 4:169-171.

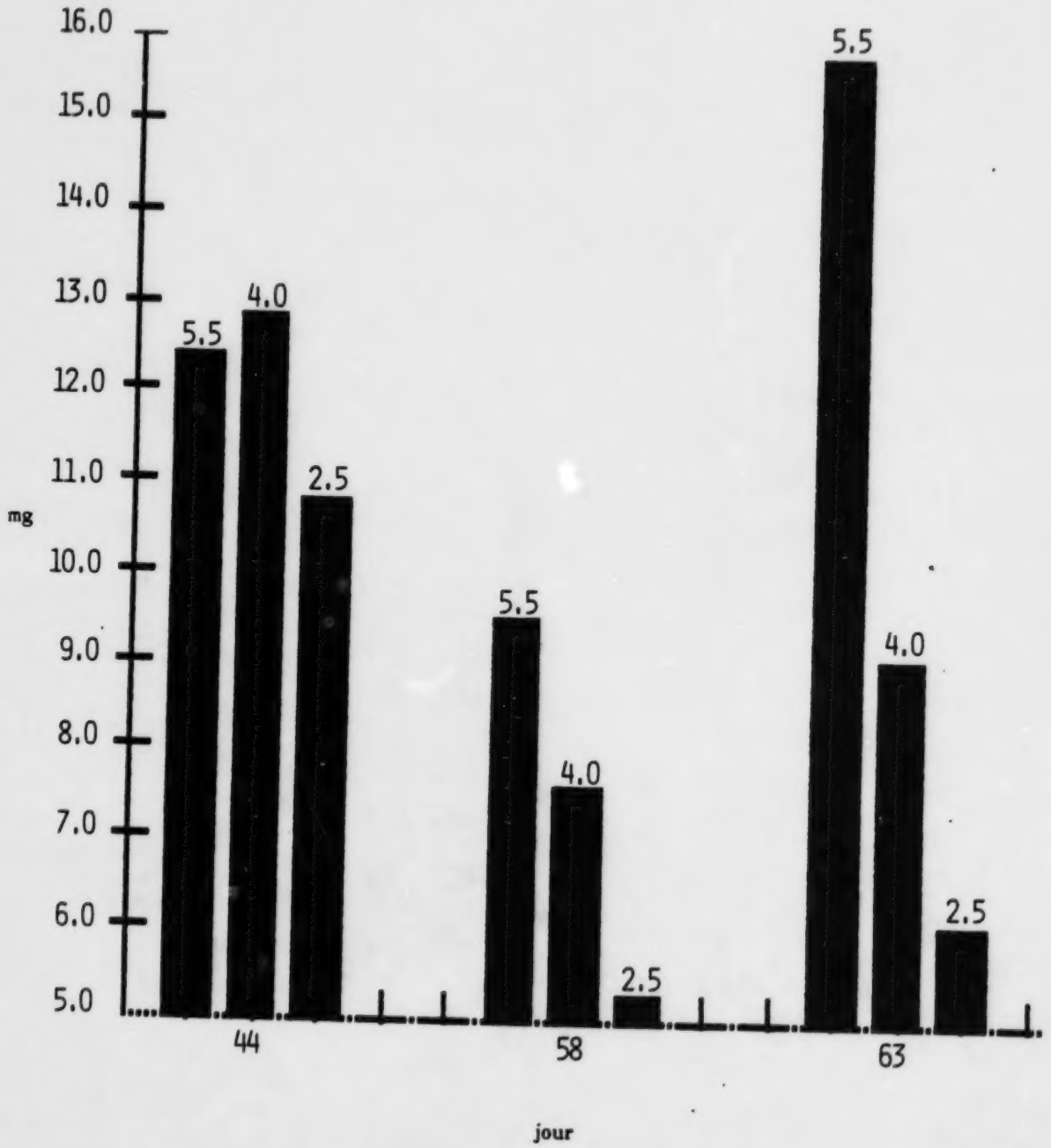


Figure 4. Azote total des feuilles, à 3 niveaux de pH.

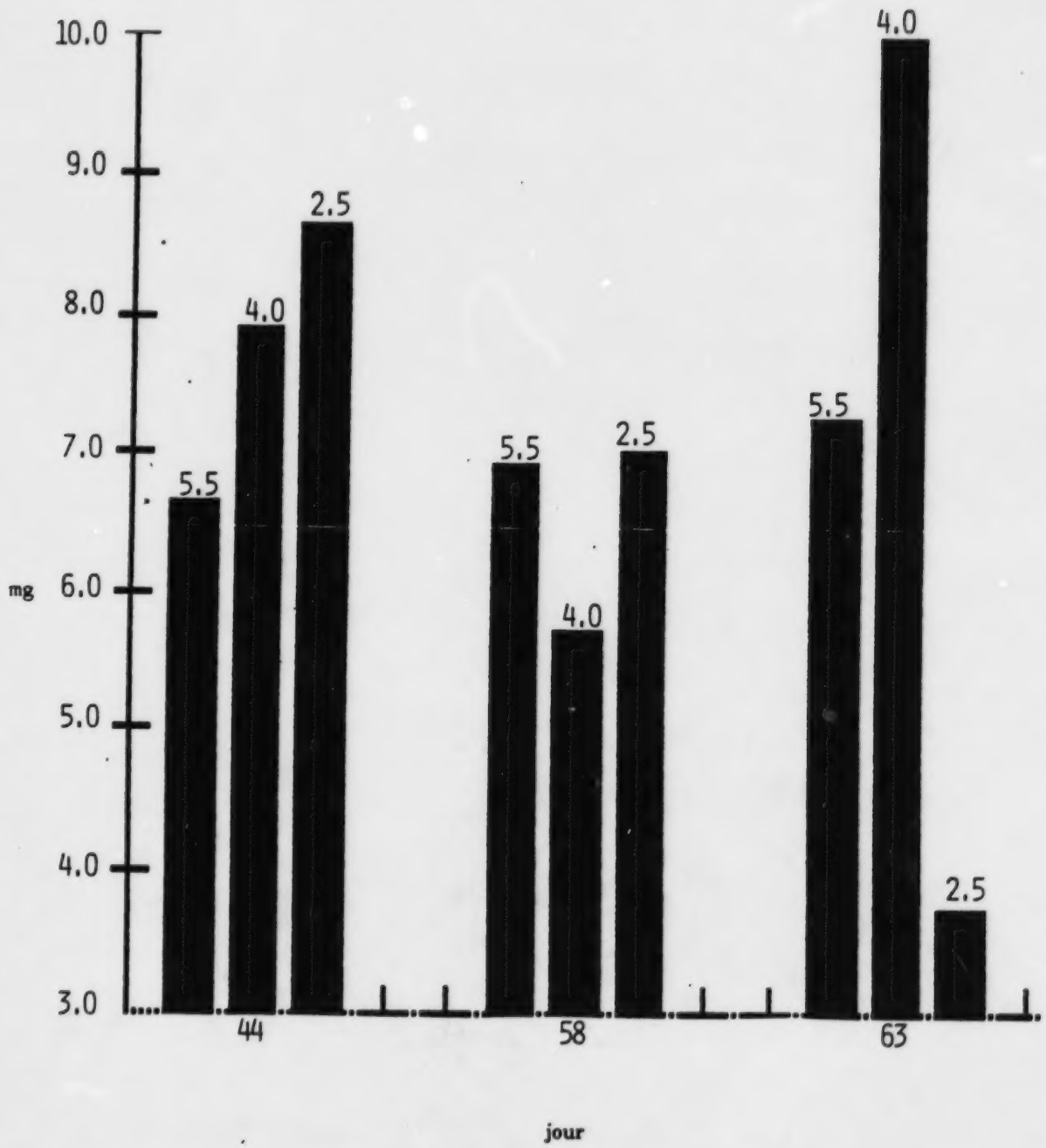


Figure 5. Potassium total des feuilles, traitement I, à 3 niveaux de pH.

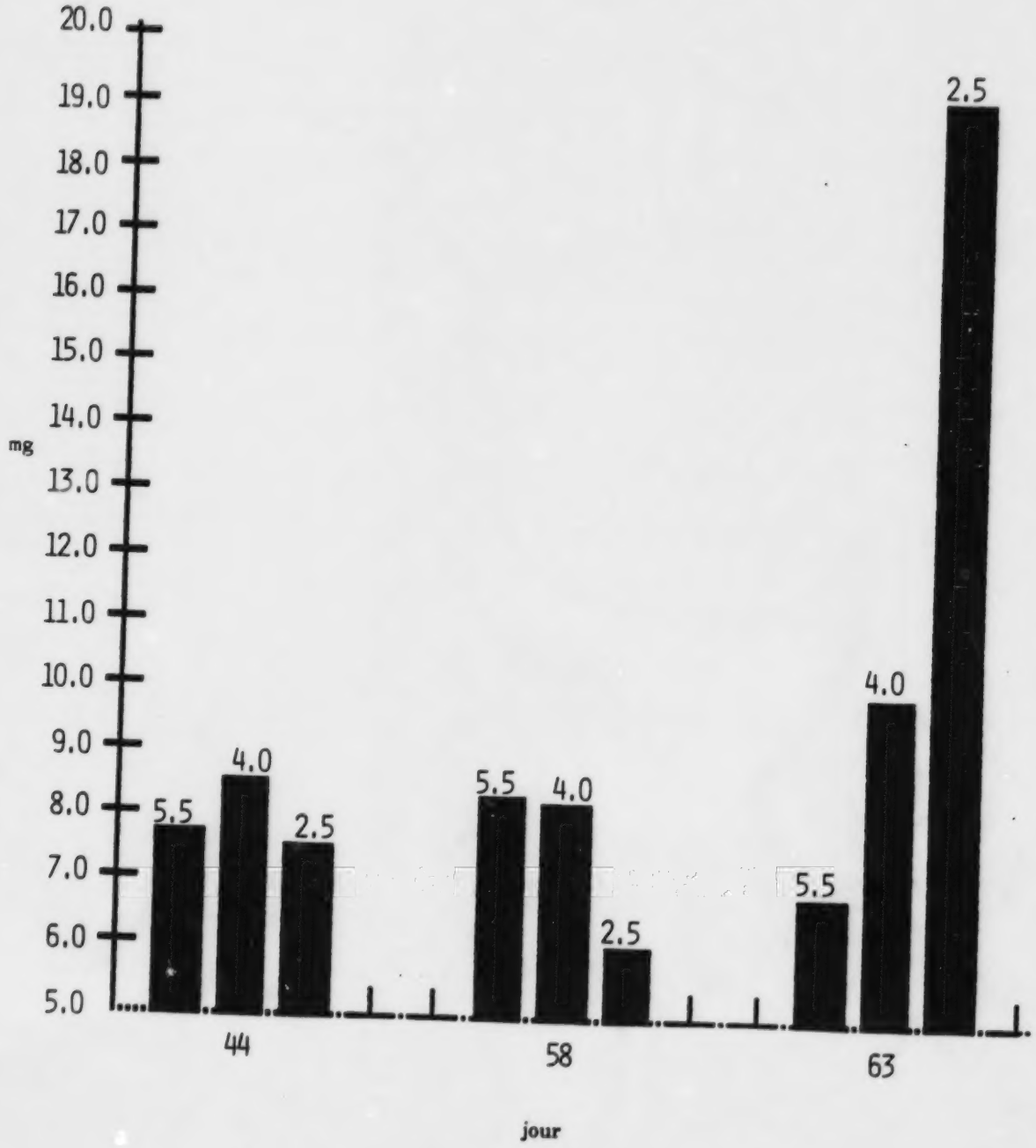


Figure 6. Potassium total des feuilles, traitement II, à 3 niveaux de pH.

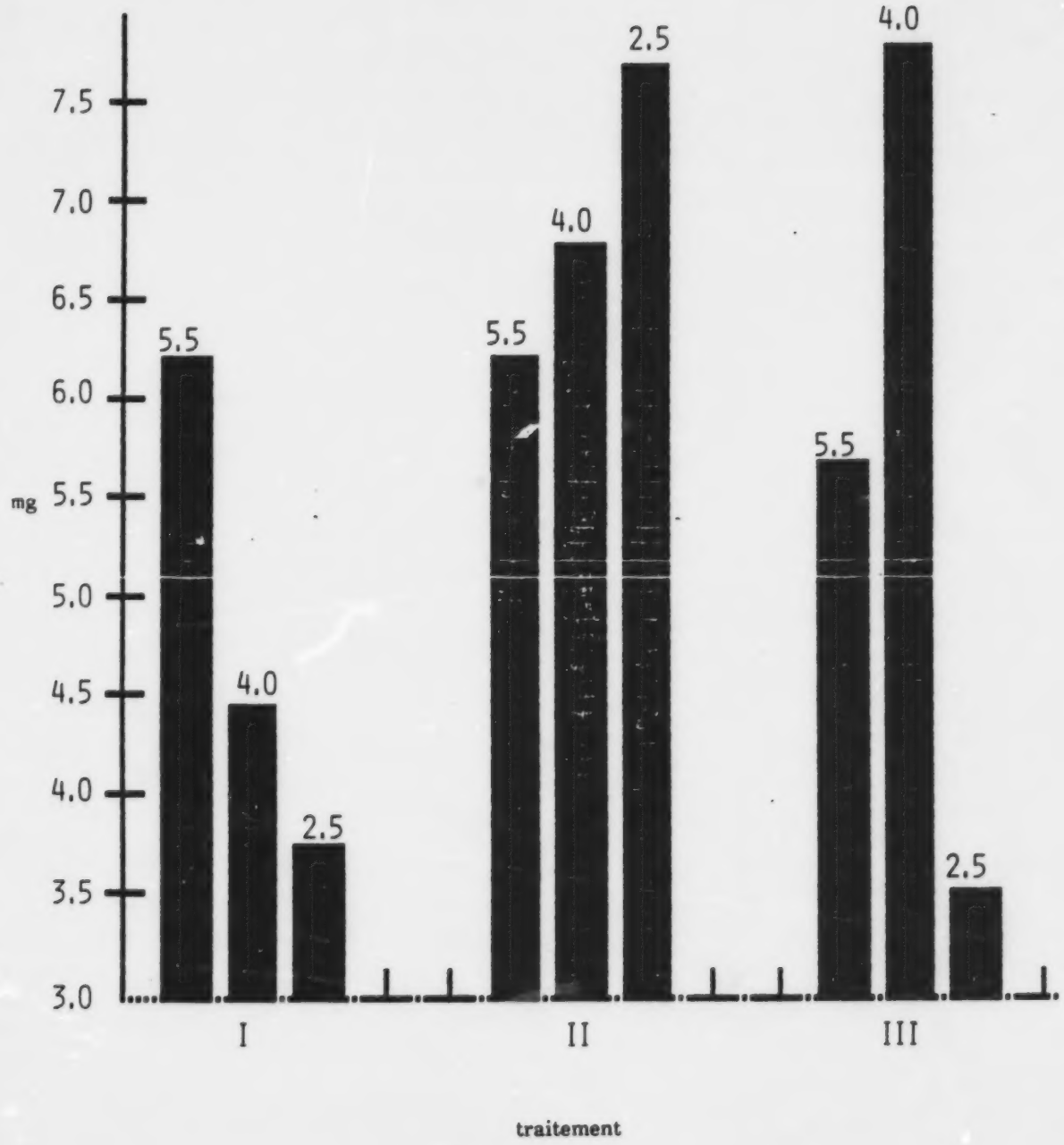


Figure 7. Calcium total des feuilles, jour 63, à 3 niveaux de pH.

Changements dans le flux acide à travers les couverts forestiers

Hugh G. Miller, John D. Miller, Jean M. Cooper,
Charlotte A. Flower
The Macaulay Institute for Soil Research
Craigiebuckler, Aberdeen
Écosse

Introduction

Il a été établi depuis longtemps qu'il se produit des modifications considérables de la chimie de la pluie quand elle traverse un couvert forestier. La plupart des observations suggèrent une perte d'acidité et une augmentation des cations basiques (p. ex. Eaton et al. 1973), des changements qui varient avec le pH de la pluie incidente (Horntvedt et al., 1980) et qui sont dus, au moins en partie, à l'échange d'ions hydrogène à la surface des feuilles. Une interprétation plus poussée se complique du fait que la pluie, tout en gagnant des éléments dérivés de l'intérieur de la plante (lessivage de la cime) peut également entraîner avec elle quand elle ruisselle à la surface des feuilles, les sels et autres substances de l'atmosphère qui se sont encastrés sur le feuillage ou qu'un effet de turbulence y a transférés (dépôt par interception). Ulrich (1983) soutient que le véritable lessivage de la cime des tissus sains se limite essentiellement à l'échange du calcium et du magnésium contre des ions hydrogène sur les parois cellulaires, et à l'acquisition de potassium et de manganèse résultant de processus métaboliques. Il considère que 90 pour 100 ou plus du sodium, du chlorure et du sulfate enrichissant la pluie qui passe sur les arbres provient des dépôts par interception. D'autres scientifiques, toutefois, seraient réticents à accepter qu'il y ait peu ou pas de lessivage de sulfate des tissus végétaux. L'expérimentation est difficile et les résultats publiés laissent croire qu'ils dépendent beaucoup de la méthode d'évaluation employée. Certes, une grande proportion des gains en sulfate sous les arbres dans les régions polluées doit provenir du SO_2 et autres gaz du même type interceptés. Toutefois, le fait que l'on puisse démontrer que le $^{35}SO_4$ peut être lessivé avec une facilité modérée (Tukey et al. 1958) indique que le lessivage pourrait contribuer au sulfate dans la précipitation au sol. Après une vaste étude des publications dans le domaine, Parker (1983) a conclu récemment que, dans les régions non polluées, le lessivage foliaire peut représenter plus de la moitié des gains de sulfate.

Ainsi, il n'y a pas encore de compréhension claire des facteurs régissant les échanges d'acidité dans les couverts forestiers ni de leur importance relative dans différentes situations. D'après les résultats disponibles, il semblerait que l'importance des pertes d'ions hydrogène de la pluie puisse varier de façon notable selon l'âge de l'arbre et selon l'espèce (Miller, sous presse). Nous exposons ici les résultats d'une étude de l'acidité de la pluie sous divers types de végétation et nous présentons aussi des preuves d'une variation saisonnière de l'acidité de la pluie sous les arbres dans des régions polluées.

Effets des saisons

La modification du pH de la pluie à mesure qu'elle traverse la forêt a été surveillée pendant cinq ans dans des parcelles répliquées d'épinettes de Sitka (*Picea sitchesis* (Bong.) Carr.) non fertilisées et fertilisées, âgées de 25 à 30 ans, à six endroits choisis pour couvrir les conditions bioclimatiques rencontrées en Écosse et dans le nord de l'Angleterre. Ces sites variaient entre des extrêmes, allant d'une région relativement non polluée dans la forêt Leanachan, près de Fort William, sur la côte est et, dans le courant aérien dominant sud-ouest, sous le vent d'une grande partie des zones industrielles de Grande-Bretagne. Pendant cinq ans, soit entre 1973 et 1978, le pH des dépôts bruts a été en moyenne de 4,54 au premier endroit et de 4,13 au dernier.

Outre les dépôts bruts qui ont été recueillis dans un pluviomètre à écran de Nipher, l'eau a été recueillie dans des entonnoirs surmontés d'un cylindre vertical en mailles métalliques recouvertes de polyéthylène. Ce treillis a servi de surface inerte pour recueillir une fraction des dépôts par interception, dépôts qui seraient subséquemment entraînés dans l'entonnoir par le ruissellement de la pluie (Miller et Miller 1980). Le pH moyen de l'eau recueillie par ces «pluviomètres filtrants» était de 4,81 à Leanachan et de 3,92 à Fetteresso. Les dépôts par interception à Leanachan avait donc un effet neutralisant notable tandis qu'à Fetterresso, on a noté un léger effet acidifiant. De légères diminutions de l'acidité ont été enregistrées à deux des autres sites (pH de 4,3 augmentant à 4,5 et 4,1 augmentant à 4,2) tandis qu'à d'autres, il y a peu de changement (pH de 4,2 dans les deux collecteurs) et dans les derniers, il y a eu une diminution à peine perceptible (pH de 4,46 passant à 4,40). À la plupart des sites, le pH moyen de la précipitation au sol était plus élevé que celui des dépôts bruts tandis que le pH moyen de l'écoulement sur tronc était moins élevé. Les extrêmes sont encore représentés par Leanachan, où le pH de l'écoulement sur tronc était le même que celui des dépôts bruts et par Fetteresso, où le pH de la précipitation au sol n'était pas différent de celui des dépôts bruts.

Ces moyens à long terme dissimulent des variations annuelles considérables, particulièrement à Fetteresso. Pour examiner cet aspect, les valeurs du pH pour des prélèvements à peu près mensuels (les perturbations du modèle d'échantillonnage régulier résultant en grande partie de problèmes d'accès durant l'hiver) ont été soumises à des ajustements de courbes répétés, en segments de neuf points, en avançant un point à la fois, pour dériver, par moyennes pondérées, des valeurs estimées à des intervalles de précisément quatre semaines. L'analyse de Fourier a ensuite été exécutée à l'aide de ces valeurs dérivées et les harmoniques significatives révélées ont été comparées aux données des points originaux. Les harmoniques qui contribuaient de façon significative à expliquer la variation dans les données d'origine ont été résolues ensemble pour produire des courbes ajustées comme celles qui sont illustrées à la figure 1. Les données sur l'eau des cours d'eau ont été obtenues à partir d'échantillons ponctuels recueillis environ toutes les deux semaines, les points correspondant exactement à une période de 14 jours ayant été interpolés de la façon décrite ci-dessus.

À Leanachan comme à Fetteresso, il n'y a pas eu de variations annuelles marquées du pH dans les dépôts bruts ou dans l'eau recueillie dans le pluviomètre à filtre. En fait, à Leanachan, le seul indice laissant croire à une caractéristique annuelle a été le faible pH hivernal dans l'eau des cours d'eau, un effet des crues hivernales du cours d'eau assez volumineux qui draine cette région expérimentale. À Fetteresso, le drainage du cours d'eau est faible, et aucun modèle annuel du pH ne se dégage. Il y a toutefois à cet endroit des variations annuelles évidentes de l'acidité de la précipitation au sol et de l'écoulement sur tronc, même si les modèles de ces deux composantes de la précipitation nette semblent être légèrement déplacés. Si on les convertit en ions hydrogène, il y a alors une épisodicité marquée dans le flux de l'acidité à la surface du sol, allant d'un maximum d'environ 30 g H^+ ha^{-1} $semaine^{-1}$ en mars à seulement 2 ou 3 g entre la mi-mai et le début d'octobre (Miller 1983).

Si on l'examine pour l'ensemble des six sites expérimentaux, il est clair que ce modèle d'oscillation annuelle du pH de la précipitation au sol et de l'écoulement sur tronc apparaît et s'intensifie à mesure que diminue le pH moyen de la pluie incidente. Jusqu'à maintenant, aucun effet du sol ou du climat physique n'a été déterminé.

Effets de l'espèce et de l'âge

À la forêt Glen Tanar, à quelque distance de Fetteresso, à l'intérieur des terres, une étude intensive a été effectué pendant deux ans; elle portait sur les changements du pH de l'eau à mesure que celle-ci traverse le couvert forestier, la végétation au sol, l'humus et le sol minéral dans divers types de végétation. Ces types de végétation ont été choisis pour représenter des formes alternatives d'utilisation des terres vallonneuses du nord de l'Europe. Des parcelles répliquées ont donc été aménagées dans des boisés clairs de *Pinus sylvestris* L. âgés (110 ans), des boisés entièrement pourvus

de *P. sylvestris* L. jeunes (45 ans), des boisés fortement aménagés de *Picea sitchensis* et de *Larix kaempferi* (Lamb.) Carr., des *Betula* naturels (à prédominance de *Betula pendula* Roth.) et des landes entretenues par brûlage constituées de peuplements presque purs de *Calluna vulgaris* L.

Pendant toute la durée de l'étude, l'acidité de la précipitation au sol a été réduite par tous les couverts forestiers sauf celui constitué par *Pinus sylvestris* âgé. L'acidité a encore été réduite en traversant la végétation au sol, pour se régénérer dans la couche d'humus avant de diminuer encore en traversant le sol minéral (figure 2). À chaque étape, toutefois, il y a des différences marquées entre les cultures étudiées, dont une des caractéristiques les plus frappantes est la constance de l'acidité de l'eau sous *Pinus sylvestris* âgé, une particularité qui la distingue même des jeunes cultures de la même espèce. La raison pour laquelle l'âge aurait un effet aussi marqué n'est pas évidente, même si, dans une étude de la documentation disponible, Miller (sous presse) a subséquemment noté une tendance constante, chez les conifères moins jeunes (60 ans environ) à acidifier la précipitation au sol tandis que les conifères plus jeunes et les espèces à feuilles larges semblent réduire avec une égale efficacité l'acidité de la précipitation au sol.

Les diminutions de l'acidité provoquées par la végétation sont le plus prononcées en été, même chez les conifères (figure 3); et, à l'inverse, lorsqu'il y a acidification, elle est tout particulièrement prononcée en hiver, une variation qui est conforme au modèle de neutralisation et d'acidification déjà notée à Fetteresso (figure 1).

Commentaires

Avant de pouvoir tirer des conclusions définitives, nous aurons besoin de beaucoup d'information, en particulier sur les processus qui conduisent à des changements chimiques de la pluie quand elle passe sur la végétation. L'on pourrait juger que ces effets du couvert forestier sont d'importance négligeable étant donné que la perte d'acidité dans les cimes ne représente rien de plus qu'un transfert du stress dû à l'acide vers le sol, d'où proviennent à l'origine les cations neutralisants. Toutefois, l'apparition de fluctuations régulières dans le pH de la précipitation au sol et de l'écoulement sur tronc laisse croire que la cime des arbres peut contribuer à amoindrir l'effet d'incursions subites d'acidité. En outre, les variations enregistrées selon l'espèce et l'âge nous incitent à aborder avec prudence les explications qui mettent l'accent sur les sources anthropogènes au détriment des facteurs physiologiques, dans les études du cycle de l'acidité au sein des écosystèmes.

Remerciements

L'étude à Glen Tanar a été rendue possible grâce à l'aimable autorisation des propriétaires et a été commanditée par le *Central Electricity Generating Board*. Les autorisations nécessaires aux études effectuées à Leanachan et à Fetteresso ont été accordée par les conservateurs de la *Forestry Commission*, qui ont également apporté une aide précieuse pour le maintien des expériences.

Ouvrages de référence

Eaton, J.S.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1973. *Throughfall and stemflow chemistry in a Northern hardwood forest. J. Ecol.* 61:495-508.

Horntvedt, R.; Dollard, G.J.; Joranger, E. 1980. *Effects of acid precipitation on soil and forest. 2. Atmosphere-vegetation interactions. Proceedings Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord.* Publié par D. Drablos et A. Tollan. Projet SNSF, Aas, Norvège, pages 221-265.

Miller, H.G. 1983. *Studies of proton flux in forests and heaths in Scotland. Effects of Accumulations of Air Pollutants in Forest Ecosystems.* Publié par B. Ulrich et J. Pankrath.

D. Reidel, Hollande, pages 183-193.

Miller, H.G. Sous presse. *Deposition-plant-soil interactions. Philosophical Transactions of The Royal Society.*

Miller, H.G.; Miller, J.D. 1980. *Collection and retention of atmospheric pollutants by vegetation. Proceedings Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord.* Publié par D. Drablos et A. Tollan. Projet SNSF, Aas, Norvège, pages 33-40.

Parker, G.G. 1983. *Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Advances in Ecological Research* 13:57-133.

Tukey, H.B. jr.; Tukey, H.B.; Wittwer, S.H. 1958. *Loss of nutrients by foliar leaching as determined by radioisotopes. Proceedings of the American Horticultural Society* 71:496-506.

Ulrich, B. 1983. *Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO, alkali and earth alkali cations and chloride. Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems.* Publié par B. Ulrich et J. Pankrath. D. Reidel, Hollande, pages 35-45.

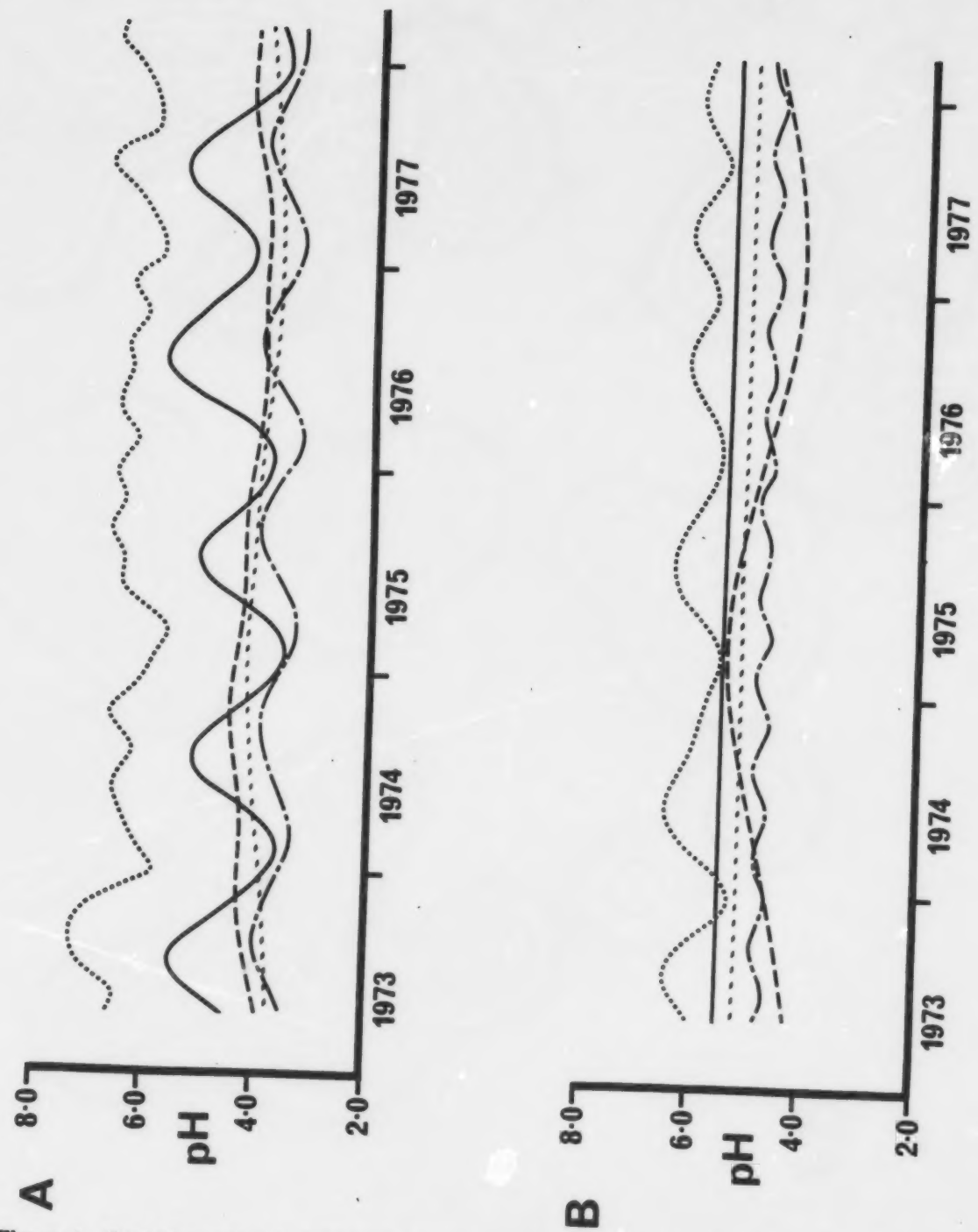


Figure 1. Variations (A), à la forêt de Fetteresso, sur la côte orientale d'Écosse, et (B) à la forêt de Leanachan, sur la côte occidentale relativement non polluée, du pH des dépôts bruts ( ), de l'eau recueillie dans les «pluviomètres filtrants» ( ), dans la précipitation au sol ( ), dans l'écoulement sur tronc ( ) et dans l'eau des cours d'eau ( ) mesurées pendant cinq ans (1973-1978) dans des cultures de *Picea sitchensis*.

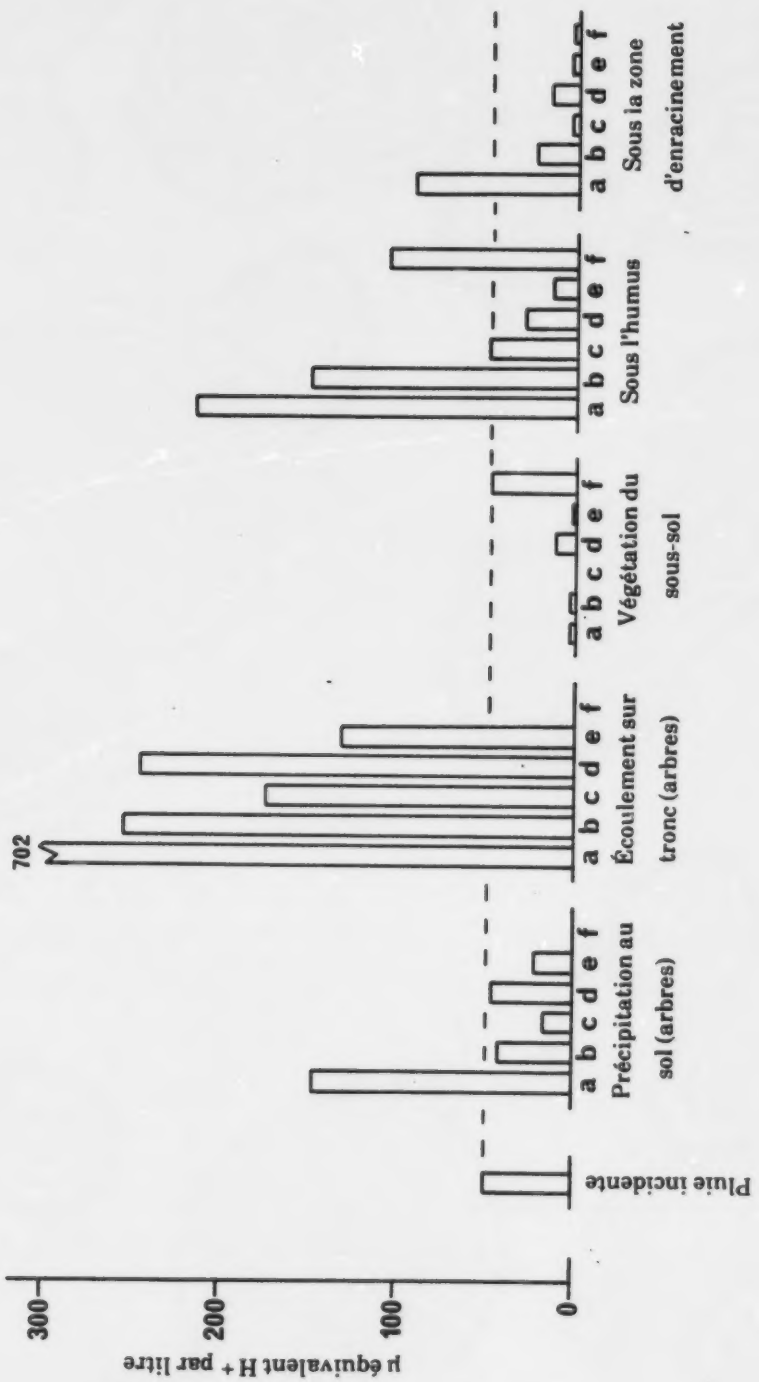


Figure 2. Concentration moyenne de H^+ dans l'eau recueillie à divers endroits de son passage à travers l'écosystème dans des cultures de (a) *Pinus sylvestris* de 110 ans, (b) *Pinus sylvestris* de 45 ans, (c) *Picea sitchensis*, (d) *Larix kaempferi*, (e) *Betula* ssp et (f) landes de Calluna vulgaris à la forêt de Glen Tanar

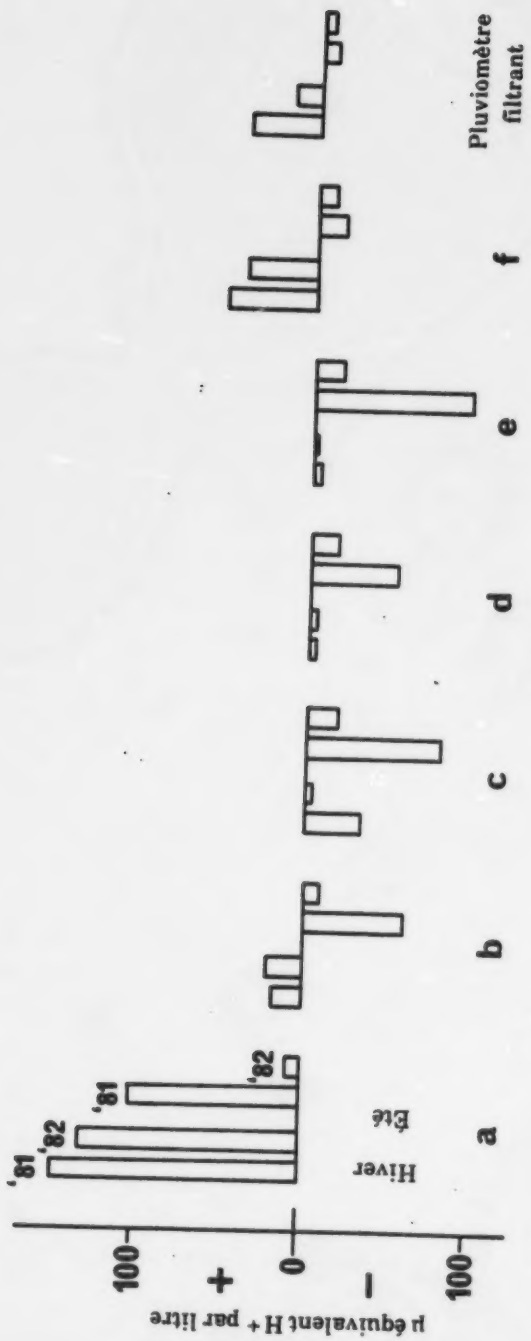


Figure 3. Différence dans la concentration de H^+ entre les précipitations au sol et la précipitation brute apparente, par saison, en 1981 et 1982 à la forêt de Glen Tanar, sous (a) *Pinus sylvestris* de 110 ans, (b) *Pinus sylvestris* de 45 ans, (c) *Picea sitchensis*, (d) *Larix kaempferi*, (e) *Betula* ssp, (f) landes de *Calluna vulgaris* et (g) et la surface d'interception inerte des «pluviomètres filtrants».

Importance des processus de redistribution des éléments nutritifs des écosystèmes forestiers dans la modification des effets des pluies acides[1]

M.K. Mahendrappa
Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Fredericton, Nouveau-Brunswick

Résumé

Les effets des pluies acides sur les écosystèmes terrestres peuvent souvent s'expliquer par l'influence qu'ont ces pluies sur les divers processus de redistribution des éléments nutritifs. Étant à la fois dynamiques et tolérants, les écosystèmes ont des mécanismes qui leur permettent de neutraliser les effets des pluies acides. Une telle tolérance peut varier entre les différents écosystèmes, selon les composantes de l'écosystème et la capacité de celles-ci de contrer ou de supporter des perturbations comme les pluies acides, au niveau des processus de redistribution des éléments nutritifs. Dans le présent exposé, nous étudions certains effets discernables des essences forestières dans la modification des effets des pluies acides. Les études sur la redistribution des éléments nutritifs ont commencé au début des années 1970 dans six peuplements de conifères et trois peuplements de feuillus situés à la station d'expérimentation forestière Acadia au centre du Nouveau-Brunswick. Selon les données ainsi obtenues, il y a au moins quatre processus dépendant des espèces qui semblent avoir la capacité de modifier les effets des pluies acides. Ces processus sont: a) la division de l'eau de pluie; b) les réactions d'échanges d'éléments nutritifs sur les surfaces des plantes (feuilles et écorce); c) la constitution d'horizons de matière organique (humus) sous les peuplements et d) les réactions d'échanges dans les horizons organiques. L'importance relative de chacun de ces processus dans les différents peuplements pour la modification des effets des pluies acides est étudiée.

Introduction

Le compte rendu d'au moins 30 conférences sur l'écologie a été publié depuis 1981. L'on y traite surtout de la redistribution de l'azote, du carbone, du soufre, du phosphore, etc. dans les écosystèmes terrestres. Un thème commun qui se répète dans la plupart des articles est la nécessité de procéder à des recherches orientées vers les processus. Nous présentons ici certains des processus déterminés dans quelques écosystèmes forestiers de la station d'expérimentation forestière Acadia dans le centre du Nouveau-Brunswick, pour démontrer qu'ils ont la capacité de contrer les effets des pluies acides.

Ce compte rendu est basé sur certaines données qui ont été recueillies dans trois peuplements de feuillus et dans six peuplements de conifères au cours des treize dernières années. À l'aide de données sur les caractéristiques chimiques de la pluie, de l'écoulement sur tronc, de la précipitation au sol, des systèmes de peuplement et de sol étudiés, nous avons tenté de décrire les différences d'aptitude qu'ont les divers peuplements de modifier l'acidité de la pluie. Les interactions entre la précipitation et les divers composants des écosystèmes forestiers peuvent s'expliquer selon quatre processus. Ceux-ci dépendent de l'espèce et isl influencent le degré de modification de l'acidité de la pluie. Ce sont:

---

[1] Préparé pour la présentation d'une affiche à la Conférence internationale sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec, 13 au 17 juin 1983.

a) la division de l'eau de pluie,
b) les réactions d'échanges entre les composantes des arbres et l'eau de pluie,
c) la constitution de couches d'humus - épaisseur et masse de la matière organique,
d) la rétention et l'absorption d'humidité affectant les réactions d'échanges entre les composés organiques du sol et divers produits chimiques dans l'écoulement sur tronc et la précipitation au sol.

Les deux premiers processus ont lieu dans le couvert forestier avant que la précipitation n'atteigne le sol tandis que les deux derniers sont contrôlés par les horizons organiques et minéraux des sols.

Méthodes utilisées

Les données qui apparaissent ici ont été recueillies au cours d'un certain nombre d'années et l'information touchant les méthodes employées dans diverses études ont fait l'objet de publications antérieures. Les méthodes décrivant la façon de recueillir et de traiter la précipitation, qu'il s'agisse de précipitation au sol ou d'écoulement sur tronc, se retrouvent dans les comptes rendus de Mahendrappa (1974, 1983) et Mahendrappa et Kingston (1982). Une autre publication de Mahendrappa et Kingston (1980) contient les données sur la masse et l'épaisseur des horizons organiques sous différents peuplements. Les courbes de rétention d'humidité pour certains horizons (L, F et H) ont été obtenues à l'aide d'un tensiomètre (Richards 1965). Il a fallu humecter les matériaux provenant de l'horizon organique avant de les transférer au tensiomètre pour faire en sorte que les échantillons soient complètement humides. L'humidité retenue dans les échantillons après les avoir exposés à une pression de 33 kPa pendant 48 heures a été déterminée. On a considéré que cette valeur représentait la capacité capillaire (ou la capacité de rétention d'eau) des horizons organiques.

Résultats et discussion

La précipitation qui traverse le couvert forestier est en partie interceptée (I) et retournée à l'atmosphère par évapotranspiration. Une portion de l'eau de pluie atteint le sol sous forme d'écoulement sur tronc (S.F.) tandis que le reste atteint le sol sous forme de précipitation au sol (T.F.) dont la presque totalité vient en contact avec une partie quelconque de l'arbre pendant qu'elle s'achemine vers le sol. Cette division de l'eau peut se représenter par l'équation

$$P = S.F. + T.F. + I$$

Au cours de nos études, nous avons constaté que la proportion de pluie qui atteint le sol sous forme d'écoulement sur tronc est généralement inférieure à 5 pour 100 (Mahendrappa 1974). La contribution de l'écoulement sur tronc n'a pas varié beaucoup au cours des années. Les pourcentages observés ont donc été utilisés pour calculer le volume d'écoulement sur tronc pour les différentes espèces à partir de mesures pluviométriques effectuées en terrain découvert à proximité de chaque peuplement. On a constaté que la précipitation au sol variait de façon linéaire avec la précipitation totale. La relation linéaire a été exprimée par l'équation

$$Y = aX + b$$

lorsque

Y = précipitation au sol (mm)
X = précipitation totale (mm)
et a et b sont les constantes spécifiques aux espèces.

Lorsque l'on reporte sur un graphique les quantités de précipitation au sol en regard des quantités de précipitation les effets propres aux essences forestières apparaissent clairement (figure 1). Premièrement les relations sont linéaires et deuxièmement les différences interspécifiques sont évidentes pour ce qui est des quantités minimales de pluie qui doivent tember avant qu'il soit possible de recueillir une précipitation au sol. Les différences interspécifiques dans les quantités d'eau de pluie qui atteignent le sol sont le plus importantes lorsque la précipitation est inférieure à 5 mm, environ. Ce sont là des faits bien établis, mais quelle signification ont-ils pour la pluie acide?

Tableau 1. pH observé de la pluie, de l'écoulement sur tronc et de l'écoulement au sol dans certains peuplements de feuillus et de conifères à la station d'expérimentation forestière Acadia

Espèce	Pluie	pH TF	SF
Épinette blanche	4,51	4,99	4,60
Pin rouge	4,42	4,73	4,61
Sapin baumier	4,51	4,64	4,33
Érable	4,35	5,44	5,18
Peuplier	4,21	5,45	6,16

Lorsque la précipitation est inférieure à 5 mm, l'espèce d'arbre qui en intercepte le plus se trouve à retenir plus de produits chimiques générateurs d'acidité. Les composants des dépôts secs et des dépôts humides sont, par conséquent, en mesure de réagir avec les composants de l'arbre pendant plus longtemps.

Nos données démontrent que les conifères interceptent plus de précipitations que les feuillus. Dans le contexte des pluies acides, cela signifie que les conifères retiennent plus d'acidité de la pluie ou neutralisent moins d'acidité.

Avant de nous laisser emporter dans ces considérations, considérons un autre processus qui se produit à la surface des arbres. Les produits chimiques de la pluie amorcent des réactions d'échanges avec ceux qui se trouvent sur le feuillage et sur l'écorce. Les cations du feuillage et de l'écorce sont invariablement lessivés par l'eau de pluie. Les données publiées démontrent que le degré de lessivage dépend entre autres, de la composition chimique de la pluie. Il a été amplement démontré que les ions hydrogène de la pluie sont échangés contre les cations provenant du tissu végétal. Cela signifie que le pH de la précipitations au sol est invariablement plus élevé que celui de la pluie en terrain découvert.

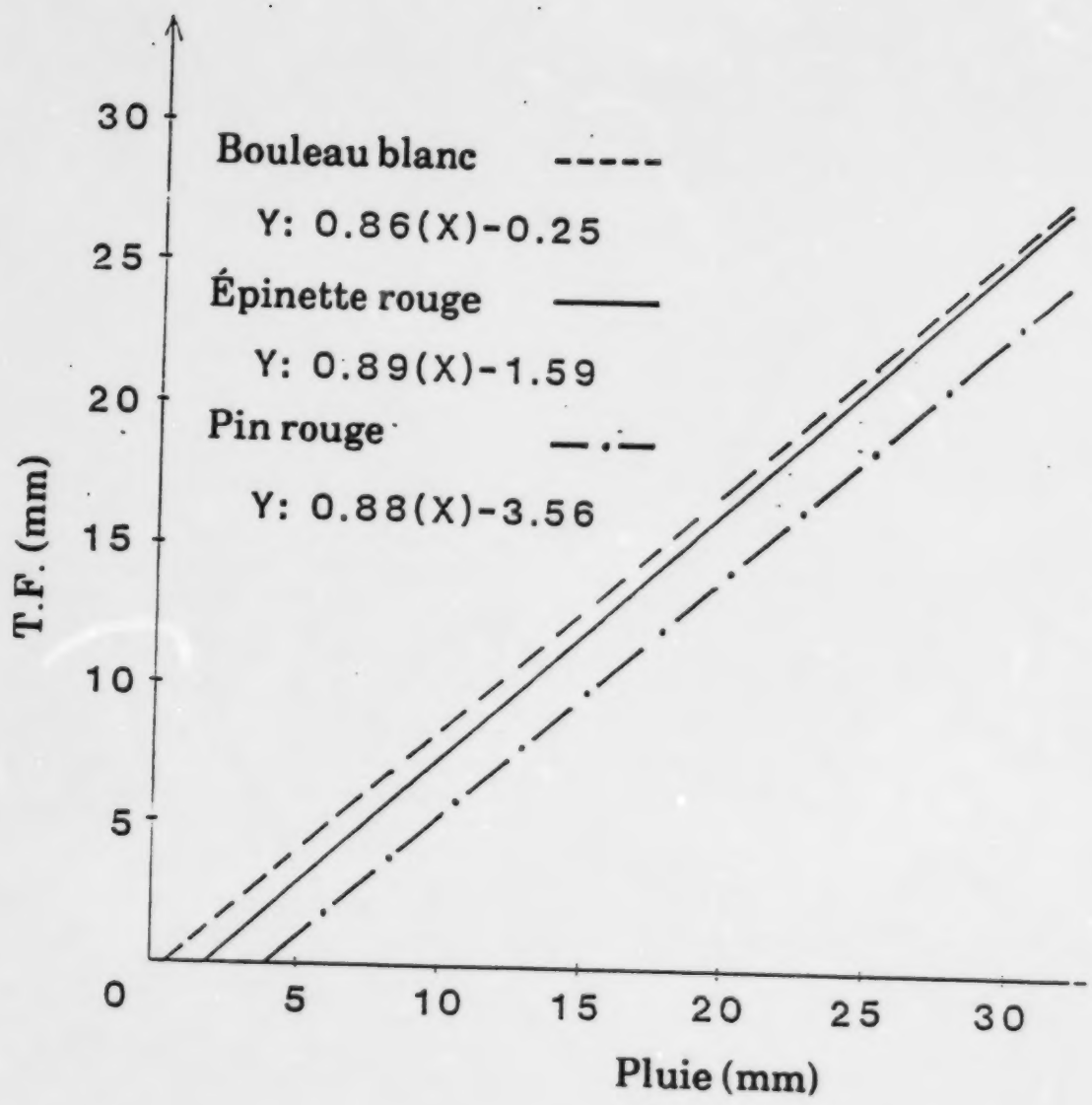


Figure 1. Relations observées entre les quantités de pluie en terrain découvert et la précipitation au sol sous certains peuplements forestiers à la station d'expérimentation forestière Acadia.

Tableau 2. Quantité moyenne d'hydrogène (équivalents ha^{-1}) déposé sur la couverture morte par écoulement sur tronc et précipitation au sol, comparée à celle de la pluie, pendant les mois d'été (mai-octobre) de 1977 à 1981 à la station d'expérimentation forestière Acadia

	Apports en ions hydrogène équivalents ha^{-1}				Pourcentage
Espèce	SF	TF	SF + TF	Pluie	de H neutralisé
Épinette rouge	23,03	103,16	126,19	235,41	46
Pin rouge	5,19	113,36	118,55	208,65	43
Érable	2,39	64,14	66,53	219,81	69
Peuplier	0,44	43,37	43,81	224,08	80

Les différentes espèces n'ont pas toutes la même capacité de réduire l'acidité de la pluie par le biais de processus d'échanges. Les données du tableau 1 nous démontrent que le pH de la précipitation au sol dans un peuplement de feuillus est généralement plus élevé que celui que l'on retrouve dans la précipitation au sol d'un peuplement de conifères. Pour plusieurs raisons, toutefois, les données sur le pH ne nous permettent pas de tirer de conclusions pour ce qui est de la différence de capacité des feuillus et des conifères de contrer les effets de la pluie acide: a) les différences de pH peuvent n'être pas assez grandes pour déceler l'effet dû à l'espèce, b) les différences de pH observées peuvent dépendre de ce que les feuillus interceptent moins de pluie, c) la capacité des arbres de neutraliser l'acidité de la pluie dépend de leur équilibre physiologique et nutritionnel et d) l'intervalle entre les averses et la quantité de pluie influence aussi la quantité d'acidité de la pluie neutralisée par les arbres forestiers. Ainsi, pour assurer une évaluation adéquate de la véritable signification des écosystèmes forestiers, la méthode la plus logique consisterait à calculer la quantité d'hydrogène dans la précipitation incidente ainsi que la précipitation au sol et l'écoulement sur tronc de diverses espèces (tableau 2). Les valeurs de la dernière colonne du tableau 2 indiquent clairement que les feuillus neutralisent de plus grandes proportions d'acidité de la pluie que les conifères. Cela signifie également qu'il circule davantage de cations dans les feuillus que les conifères, pendant la phase ionique.

Le troisième processus qui a été déterminé comme étant dépendant de l'espèce et capable de contrer les effets des pluies acides est la constitution d'horizons organiques ou d'horizons d'humus sous les peuplements. L'acidité est l'un parmi de nombreux facteurs suggérés comme responsables de la constitution d'horizons organiques sous différents peuplements. La relation de cause à effet de la constitution de matière organique dans différentes conditions est un processus complexe qui n'est pas très bien compris. Toutefois, il semble logique de supposer que la constitution d'horizons organiques est un processus capable de modifier les effets des pluies acides. Dans les trois premières colonnes (tableau 3), on trouve la masse de chaque horizon organique sous différents peuplements. Comme on peut le constater, les valeurs diffèrent entre les peuplements. Les valeurs de la colonne 4 représentent la somme des données obtenues pour chacun des horizons (L, F, H). Ces peuplements ont généralement le même âge et ont habituellement des densités semblables. Ainsi, les différences de masse des horizons organiques peuvent être attribuées aux effets dus à l'espèce.

Il est relativement facile de calculer la proportion de pluie interceptée par le couvert forestier car la quantité de liquide peut être mesurée avec précision avant et après l'interception. Ceci n'étant pas possible dans le cas des horizons organiques, il faut employer une aproche différente. la quantité d'eau qui peut être retenue dans des conditions naturelles est estimée à l'aide d'un tensiomètre à plaque de céramique. Les valeurs déterminées (tableau 4) démontrent qu'il y a des différences

importantes entre les quantités d'eau retenue à capacité capillaire par chacun des horizons organiques sous diverses espèces d'arbre. L'effet de l'espèce est aussi clairement évident pour ce qui est de la quantité totale d'eau retenue par les horizons d'humus (L + F + H) sous différents peuplements. Ici encore, comme dans le cas du couvert forestier, les différences interspécifiques dans la quantité d'eau retenue par les horizons organiques peuvent être plus grandes lorsque la précipitation est inférieure à 20 mm. Jusqu'à un certain point, tout le liquide de l'écoulement sur tronc et de la précipitation au sol qui atteint ce dernier peut être retenu par les horizons d'humus. Cela dépend, toutefois, du degré de sécheresse de l'horizon organique de surface. Une sécheresse extrême crée une surface hydrophobe donc imperméable. Ainsi, diverses espèces d'arbre affectent, entre autres, la constitution d'horizons organiques qui, à leur tour, déterminent la quantité d'eau retenue sous les différents peuplements.

Tableau 3. Masse (1 000 kg/ha) des horizons organiques sous différents peuplements à la station d'expérimentation forestière Acadia

	Horizons			
Espèce	L	F	H	Total
Pin rouge	13,0	16,1	24,2	53,4
Épinette rouge	15,0	27,4	40,0	82,5
Érable	6,3	14,0	30,6	50,9
Peuplier	12,9	53,9	72,9	139,0

Tableau 4. Quantité moyenne (mm) d'eau retenue à capacité capillaire par différents horizons organiques sous différents peuplements à la station d'expérimentation forestière Acadia

	Horizons			
Espèce	L	F	H	Total
Pin rouge	2,9	2,9	3,1	8,9
Épinette rouge	3,0	3,6	4,3	10,9
Érable	1,2	2,4	4,4	8,0
Peuplier	2,2	8,2	10,2	20,6

Diverses réactions ont lieu entre les composants chimiques du liquide de l'écoulement sur tronc et de la précipitation au sol et ceux des horizons organiques; elles sont la cause de changements dans les caractéristiques physico-chimiques de l'horizon organique. Les valeurs du pH de ces horizons organiques représentent le niveau d'équilibre et indiquent, dans une certaine mesure, les différences de capacité des divers horizons organiques de modifier l'acidité de la pluie. Plus le pH est élevé, plus grande est la capacité de l'horizon organique de réduire l'acidité de la pluie. Les données du tableau 5 démontrent clairement qu'il y a des différences significatives entre le pH d'équilibre de différents horizons organiques sous différents peuplements. Ainsi, l'horizon organique sous divers peuplements peut contrer les effets des pluies acides à des degrés divers. Les cations présents dans les horizons organiques peuvent constituer une autre mesure de leur capacité de contrer les effets des pluies acides.

La capacité d'échange cationique des horizons organiques diffère aussi entre les peuplements. Ici encore, plus la capacité d'échange cationique et la saturation en bases sont élevées, plus la capacité de neutralisation sera grande. L'effet net est encore dépendant de la quantité totale de matière organique qui, comme on l'a déjà mentionné, diffère de façon importante d'un peuplement à l'autre. La masse des horizons organiques influence le temps pendant lequel les produits chimiques de la phase liquide peuvent s'équilibrer avec ceux des horizons organiques.

Tableau 5. Valeurs du pH d'horizons organiques sous différents peuplements à la station d'expérimentation forestière Acadia

	Horizons		
Espèce	L	F	H
Pin rouge	4,7	4,4	4,3
Épinette rouge	4,1	3,9	3,7
Érable	5,0	4,7	4,5
Peuplier	5,7	5,0	4,4

Remerciements

L'auteur tient à exprimer sa gratitude à Mlle Naida Leckey et à M. D.G.O. Kingston pour l'aide apportée à la préparation des affiches présentées.

Ouvrages de référence

Mahendrappa, M.K. 1974. *Chemical composition of stemflow from some eastern Canadian tree species.* Journ. can. de la rech. for. 4(1):1-7.

Mahendrappa, M.K. 1983. *Chemical characteristics of precipitation and hydrogen input in throughfall and stemflow under some eastern Canadian forest stands.* Journ. can. de la rech. for. 13: (sous presse).

Mahendrappa, M.K.; Kingston, D.G.O. 1980. *Nutrient cycling studies at the Acadia Forest Experiment Station: Establishment and soil characteristics.* Serv. can. des forêts, Centre de rech. for. des Mar., Rapport d'inf. M-X-113., 17 p.

Mahendrappa, M.K.; Kingston, D.G.O. 1982. *Prediction of throughfall quantities under different forest stands.* Journ. can. de la rech. for. 12:474-481.

Richards, L.A. 1965. *Physical Condition of Water in Soil. In* (C.A. Black et al. éd.) *Methods of Soil Analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling. Agronomy Monograph 9.* Pages 128-152.

L'impact des pluies acides sur les sols forestiers subarctiques de l'est du Canada

T.R. Moore
Département de géographie
Université McGill
Montréal (Québec)

Résumé

Les forêts d'épinettes-lichens couvrent environ 24 000 km² de l'est du Canada subarctique et reposent sur des sols acides peu profonds à faible équilibre nutritif et à lent cycle nutritif. Bien que la plupart des précipitations aient un pH > 4,5, on a déjà relevé des éléments significatifs dont le pH < 4,5. La pluie qui s'infiltre dans le couvert d'épinettes est acidifiée et son pH varie entre 3,9 et 4,5. Pour vérifier l'effet d'une hausse des dépôts d'ions H^+ sur ces sols, on a appliqué de la pluie artificielle en deux traitements de 15 mm par semaine pendant deux étés, pluie dont le pH était de 5,5, 4,0 et 3,0 et le rapport So_4/NO_3 de 2/1. On a collecté les produits de lessivage pour analyser l'effet des traitements acides sur le lessivage des éléments nutritifs hors du sol. Le pouvoir tampon du sol est faible, les produits de lessivage conservant un pH proche de celui du traitement (4,8-5,0; 4,0-4,3; et 3,0-3,2 respectivement). On a constaté une augmentation des concentrations de produits de lessivage dans les traitements acides, sans toutefois que les concentrations de phosphore total ne soient affectées. On n'a constaté aucune différence nette au niveau des concentrations de NH_4^{+}- et NO_3^{-}-N dans les produits de lessivage, mais une expérience en laboratoire est en voie de réalisation pour mieux évaluer l'incidence de l'acidification sur la minéralisation de l'azote. Les rythmes de décomposition et d'élimination des éléments nutritifs des aiguilles d'épinettes mortes et des lichens étaient inchangés par les traitements acides, alors que la décomposition de la matière organique du sol était réduite de 20 % dans le traitement de pH 3,0.

Biomasse et éléments majeurs dans un peuplement de feuillus tolérants, bassin versant de Turkey Lakes, Ontario

I.K. Morrison
Ministère de l'Environnement
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières des Grands-Lacs
Sault-Sainte-Marie, Ontario

Résumé

Des données sont présentées sur la répartition de la biomasse de la population sur pied ainsi que de l'azote (N), du phosphore (P), du potassium (K), du calcium (Ca), du nagnésium (Mg) et du soufre (S) par composante (feuillage, branches vivantes, branches mortes, écorce, bois de fût, souches et racines) dans une érablière (*Acer saccharum* Marsh.) à bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis* Britton) âgée sur un dépôt morainique acide mince dérivé du précambrien dans le bassin versant de Turkey Lakes, Ontario. Dans la population sur pied, l'élément le plus abondant a été la Ca, suivi de N> K> Mg> S> P. Sont également présentés pour le même site tous les estimés de litière annuelle totale, effectués pendant une période de trois ans, ainsi que le cycle annuel des éléments depuis la végétation vers le sol par cette voie. L'élément le plus abondant dans la litière annuelle est N, suivi de Ca> K> Mg> S> P. De plus, des données sont également présentées sur la répartition du total de la matière organique et des éléments dans la couverture morte du peuplement étudié. L'ordre des éléments dans la couverture morte est le suivant: N> Ca> S> K> Mg> P. Le rôle de la litière dans la reconstitution des bases enlevées du sol par l'absorption des végétaux et le lessivage est étudié.

Introduction

En plus du carbone (C), de l'hydrogène (H) et de l'oxygène (O), les plantes ont besoin, pour croître et se développer, de quantités suffisantes de 13 éléments minéraux principalement dérivés des sols. Parmi ceux-ci, six sont nécessaires en quantités relativement grandes, et sont appelés «éléments majeurs»; ce sont: l'azote (N), le phosphore (P), le potassium (K), le calcium (Ca), le magnésium (Mg) et le soufre (S). Sept autres sont nécessaires en quantités moindres, on les appelle des éléments «mineurs» ou «éléments- traces». Outre les carences qui peuvent se produire dans les endroits peu aptes à fournir ces substances, il se peut, au contraire, qu'un excès d'éléments-traces soit nuisible à la croissance ou à la santé des plantes. Dans ce dernier cas, des éléments-traces non biogènes tout comme des éléments-traces biogènes peuvent être en cause.

Dans une large mesure, une circulation complexe des éléments, désignée par l'expression «cycle biogéochimique» sert, d'une part, à combler les besoins de la végétation naturelle en éléments déficients et, d'autre part, confère à la végétation la capacité de s'accomoder de conditions excessives. Rodin et Bazilevich (1967) ont décrit ce cycle comme étant «l'absorption d'éléments du sol et de l'atmosphère par les organismes vivants, la biosynthèse impliquant la formation de nouveaux composés, et le retour des éléments au sol et à l'atmosphère avec les litières annuelles d'une partie de la matière organique ou avec la mort des organismes dans la biogéocénose».

Même si certains chercheurs (p. ex. Tamm et Cowling 1976) préoccupés par l'influence sur la végétation des polluants transportés à grande distance ont évoqué la possibilité de dommages directs aux surfaces végétatives, la plupart des travaux exécutés sur les effets des pluies acides ont surtout porté sur les aspects biogéochimiques des polluants. Les hypothèses avancées ont mis en cause à la fois les carences en éléments et leur toxicité. Cronan (1980), par exemple, après avoir comparé des régions des États-Unis fortement touchées et faiblement touchées par des apports de sulfate (SO_4^{2-})

ont conclu que le SO_4^{2-} anthropogène était devenu (fort vraisemblablement à l'intérieur d'une chronologie mesurable) l'anion de lessivage dominant de la couverture morte d'une forêt de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill.) à haute altitude, au New-Hampshire. À l'autre extrême, pour ce qui est des excès d'éléments, Ulrich et al. (1980) ont avancé que, suite à la pollution au SO_4^{2-} d'origine humaine, les concentrations d'aluminium libre (AL^{3+}), dans un sol forestier dérivé d'un loess du centre de l'Allemagne avaient atteint des niveaux toxiques.

Les hypothèses sous-jacentes aux diverses constatations sur les effets qu'ont les pluies acides sur la végétation naturelle sont: (1) les éléments devenus moins disponibles (soit par enlèvement direct du milieu radiculaire comme c'est le cas par lessivage accéléré ou, d'une façon quelconque, par fixation chimique) sont déjà en quantité limitée ou presque limitée et (2) le taux des pertes excède les capacités qu'a la nature de s'en accomoder. Le cas de la toxicité, par contre, suppose des réserves suffisamment importantes pour que les processus naturels (p. ex. lessivage, fixation chimique, immobilisation dans le biote, etc.) soient incapables de compenser.

Le vaste projet dont fait partie la présente étude a été formulé en 1979-1980, comme l'étude du bassin versant de Turkey Lakes (*Turkey Lakes Watershed Study*) pour regrouper les recherches en cours de réalisation et prévues dans le domaine de la foresterie, de l'hydrologie et des pêches sur les effets des effets des pluies acides sur les écosystèmes naturels du bouclier précambrien dans la partie centrale nord de l'Ontario. La présente étude se rattache à plusieurs autres études du Service canadien des forêts à cet endroit, et particulièrement à celles de Foster et Nicolson (1984) dans le présent compte rendu. Nous nous efforçons de comprendre l'influence des substances acidifiantes d'origine atmosphérique sur les propriétés et les processus biogéochimiques ainsi que sur la productivité d'une érablière (*Acer saccharum* Marsh.) à bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis*) Britton âgée sur un dépôt morainique dérivé du précambrien.

Les cycles biogéochimiques sont souvent comparés à des systèmes de «réservoirs» et de «flux». La présente étude s'attache à quantifier les divers réservoirs d'éléments et les différents flux d'éléments associés avec le cycle de production/décomposition de litière (les éléments du cycle de l'eau sont étudiés séparément par Foster et Nicolson (1984). L'on suppose que dans le bilan annuel de S et de Ca du présent peuplement, les flux de ces éléments associés avec l'accumulation de biomasse et avec le cycle de production/décomposition de litière sont importants par rapport à la contribution atmosphérique.

Région étudiée

L'ensemble de la région étudiée, les bassins versants de Turkey Lakes (47° 03° de latitude nord, 84° 25' de longitude ouest) est située le long de la frontière des comtés de Wishart et Norberg, dans le district d'Algoma au nord de l'Ontario, environ 60 km au nord de Sault-Sainte-Marie. L'endroit fait partie de la section d'Algoma (L.10) de la région forestière des Grands-Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972) et de la région climatique du Lac Supérieur (Chapman 1953). La durée moyenne de la saison de croissance, basée sur un indice de 5,5° C est d'environ 175 jours, ou va de la fin d'avril à la mi-octobre (ibid.). La précipitation totale moyenne enregistrée au bassin versant de Turkey Lakes entre 1980 et 1982 était d'environ 1 300 mm par année[1]. De plus, l'ensemble de la zone étudiée est situé dans le district Batchawana, de la région 4E (Lac Timagami) (Hills 1955). Le sol sous le peuplement étudié est un podzol humo-ferrique (Comité de la classification des sols du Canada 1978) développé dans un till mince d'origine granitique-basaltique.

[1] R. Semkin, communication personnelle

Le peuplement étudié est situé à une altitude d'environ 380 mètres. Il s'agit d'un peuplement âgé, d'âge inégal composé d'érables à sucre, avec une composante mineure de bouleaux jaunes. On y retrouve en outre des érables rouges (*Acer rubrum* L.), des ostryers de Virginie (*Ostrya virginiana* (Mill.) K. Koch), des chênes rouges (*Quercus rubra* L.) ainsi que des épinettes blanches (*Picea glauca* (Moench) Voss) dispersés dans l'étage dominant et dans le sous-étage de même que des sapins baumiers et des pruches du Canada (*Thuja occidentalis* L.) confinés surtout au sous-étage.

La hauteur moyenne des dominants du peuplement principal était de 22,1 m; le diamètre moyen à hauteur d'homme était de 19,6 cm; la surface terrière était de 28,6 $m^2 \cdot ha^{-1}$ et le volume total brut, de 238 $m^3 \cdot ha^{-1}$. L'âge des souches mesurées variait entre 40 et 152 ans. (À des fins d'inventaire, on a assigné au peuplement au âge de 120 ans en 1966, c'est-à-dire 135 ans en 1981.).

Méthodes

Biomasse et élément majeurs

À des fins d'échantillonnage, quatre parcelles circulaires permanentes de 0,1 ha ont été établies dans ce peuplement su printemps de 1980. Le diamètre à hauteur d'homme (1,3 m au- dessus de la ligne supérieure du sol) a été enregistré à 0,1 cm près pour tous les arbres de plus de 5 cm de diamètre. La hauteur totale a été mesurée à l'aide d'un altimètre Haga, pour des sous-échantillons d'arbres de chaque espèce.

Les données particulières sur le poids des arbres proviennent de deux sources échantillonnées selon la même méthode, dans deux érablières âgées du district d'Algoma. Le premier ensemble de données était composé de 19 érables à sucre et de 25 bouleaux jaunes échantillonnés en 1978 (Thomas 1978, Payandeh 1981). Brièvement, des arbres représentant une variété de diamètres ont été abattus puis la masse anhydre des parties aériennes a été estimée par une méthode semblable à celle qui est décrite par Hegyi (1971), mais adaptée pour les feuillus. La masse de la cime fraîche et du fût a été déterminée de façon globale sur le terrain, puis celle de chaque composante (feuillage, branches vivantes, branches mortes, bois de fût et écorce) a été déterminée au moyen de divers facteurs de conversion de la masse fraîche en masse anhydre mis au point à la suite de la séparation et de la dissiccation des sous-échantillons à 70° C. La masse des racines a été établie d'une manière semblable, après avoir déterré les systèmes radiculaires. Le second ensemble de données était composé de 15 érables à sucre et de 10 bouleaux jaunes abattus dans le peuplement étudié au cours de l'été de 1981 et pesés de la même manière.

Les ensembles de données par composante, par combinaison de composantes et par arbre complet ont été portés sur graphique séparément et ensemble, les recouvrements entre les ensembles de données étant suffisamment complets pour qu'il soit possible de les regrouper afin d'obtenir un ensemble de données plus vaste par espèce. Les relations de forme:

$$Y = b_1 X^{b2} + e$$

lorsque Y = biomasse des arbres individuels en kg, X = diamètre à hauteur d'homme et b_1 et b_2 sont les paramètres du modèle à estimer, comme le conseille Payandeh (1981), ont été calculées pour les composantes et pour les arbres entiers pour chaque espèce. Alliées aux données du tableau sur le peuplement, elles ont servi à estimer la biomasse de la population sur pied par composante pour chacune des parcelles de 0,1 ha.

Des échantillons de feuillage de toutes les parties de la cime, de branches vivantes et mortes, de bois de fût et d'écorce ont été recueillis d'un certain nombre d'arbres du peuplement à l'étude en août 1981. Les échantillons ont été emportés au laboratoire, séchés à l'étuve jusqu'à l'obtention d'une masse constante dans un dispositif à air forcé puis moulus dans un macérateur de manière à passer dans un tamis fin.

L'azote a été analysé par semimicro-Kjeldahl (Mader et Hoyle 1964). Après avoir été réduit en cendres à 500° C dans un four à moufle, le P a été déterminé de façon colorimétrique, par une méthode au bleu molybdophosphorique; le K a été déterminé par spectrophotométrie à émission de flamme et le Ca de même que le Mg, par spectrophotométrie d'absorption atomique, à l'aide de conversions du même spectrophotomètre d'absorption atomique Pye Unicam SP 1900. Le soufre a été déterminé par mesure de la turbidité, à la suite d'une réduction en cendres au $Mg(NO_3)_2$ (Anonyme 1960).

On a établi la moyenne des données pour obtenir les concentrations moyennes de chaque élément dans le feuillage, les branches vivantes, les branches mortes, le bois de fût, les racines, etc., et ces moyennes ont été appliquées aux chiffres concernant la masse des composantes par superficie pour obtenir la teneur à l'hectare en N, P, K, Ca, Mg et S.

Cueillette de la litière

La litière annuelle pour une période de trois ans a été déterminée par des cueillettes mensuelles durant la saison de croissance et ensuite à la fin de l'hiver dans 24 plateaux en mèches fines de 1 m^2 et 24 plateaux en mèches fines de 0,25 m^2 répartis dans le peuplement de 1 ha étudié. Les litières ont été séchées à l'étuve jusqu'à une masse constante à 70° C, puis séparées comme suit: (1) feuilles, (2) parties reproductrices et (3) autres litières. Des sous-échantillons ont été moulus puis gardés pour être analysés chimiquement comme il a été exposé plus haut. La teneur en éléments biogènes par superficie a été calculée en multipliant les concentrations par la masse par superficie.

Couverture morte

La masse brute et la masse organique de la couverture morte ont été déterminées en prélevant quantitativement 80 (20 répartis au hasard par parcelle de 0,1 ha) échantillons de 0,1 m^2 puis en les séparant sur le terrain selon les horizons L, F et H. La masse anhydre des échantillons en vrac a été déterminée suite à une dissiccation jusqu'à une masse constante à 70° C.

La masse organique a été déterminée en appliquant des facteurs de conversion masse organique/masse brute déterminés pour un sous-échantillon de chaque échantillon par horizon par perte par calcination à 500° C dans un four à moufle. D'autres sous-échantillons ont été gardés à des fins d'analyses chimiques selon les méthodes décrites plus haut. Les teneurs par superficie ont été calculées en multipliant les concentrations par la masse brute par superficie.

Résultats

Biomasse et éléments majeurs

On trouvera au tableau 1 la biomasse de la population sur pied ainsi que la teneur en N, P, K, Ca, Mg et S tant pour les parties aériennes que pour les parties souterraines du peuplement étudié (toutes les espèces combinées). L'élément le plus abondant dans les trois couches était Ca, à environ 1 100 $kg \cdot ha^{-1}$, suivi de N > K > Mg > S > P. Environ 97 pour 100 du Ca total et 93 pour 100 du Mg total étaient associés avec les parties ligneuses, contre 82-87 pour 100 pour les autres éléments étudiés. Environ 16 pour 100 du N total des trois couches et 18 pour 100 du S total des trois couches étaient associés avec le feuillage.

Cueillette de la litière

Le total annuel moyen de la litière du peuplement étudié mesuré pendant une période de trois ans à partir de 1981 était d'environ 3 700 $kg \cdot ha^{-1}$. On trouvera à la figure 1 la répartition moyenne par mois pour cette période.

Tableau 1. Biomasse sur pied et éléments majeurs dans une érablière à bouleaux jaunes âgée

Composante	Biomasse	N	P	K	Ca	Mg	S
		kg ha^{-1}					
Feuillage	4 200	93	4	45	32	5	9
Branches vivantes	48 400	163	10	130	320	21	16
Branches mortes	2 000	7	1	2	15	1	1
Écorce	19 500	120	5	59	476	10	7
Bois de fût	135 000	130	8	84	144	28	13
Souches et racines	35 000	52	3	30	120	8	5
Total	244 100	565	31	350	1107	73	51

Les additions moyennes de N, P, K, Ca, Mg et S à la couverture morte associées avec la litière annuelle sont données au tableau 2. L'élément le plus abondant dans la litière annuelle était N, suivi de Ca > K > Mg > S > P.

Couverture morte

La masse de la couverture morte en vrac, c'est-à-dire les fractions organiques et minérales des horizons L, F. et H, était en moyenne de 59 tonnes·ha^{-1} pour l'ensemble du peuplement étudié. En moyenne, 33 tonnes·ha^{-1} de cette couverture morte étaient constituées de matière organique. La répartition de la matière organique ainsi que de N, P, K, Ca, Mg et S dans chacun des horizons L, F et H se trouve au tableau 3. L'élément le plus abondant dans la couverture morte était N, suivi de Ca > S > K > Mg > P.

Tableau 2 Additions d'éléments à la couverture morte dans la litière annuelle (moyenne de trois ans)

Fraction	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha^{-1}					
Feuilles	30,0	1,0	7,2	29,8	3,5	2,7
Parties reproductrice	5,5	0,4	1,7	2,1	0,4	0,4
Autres	4,6	0,2	0,9	5,1	0,3	0,3
Total	40,1	1,6	9,8	37,0	4,2	3,4

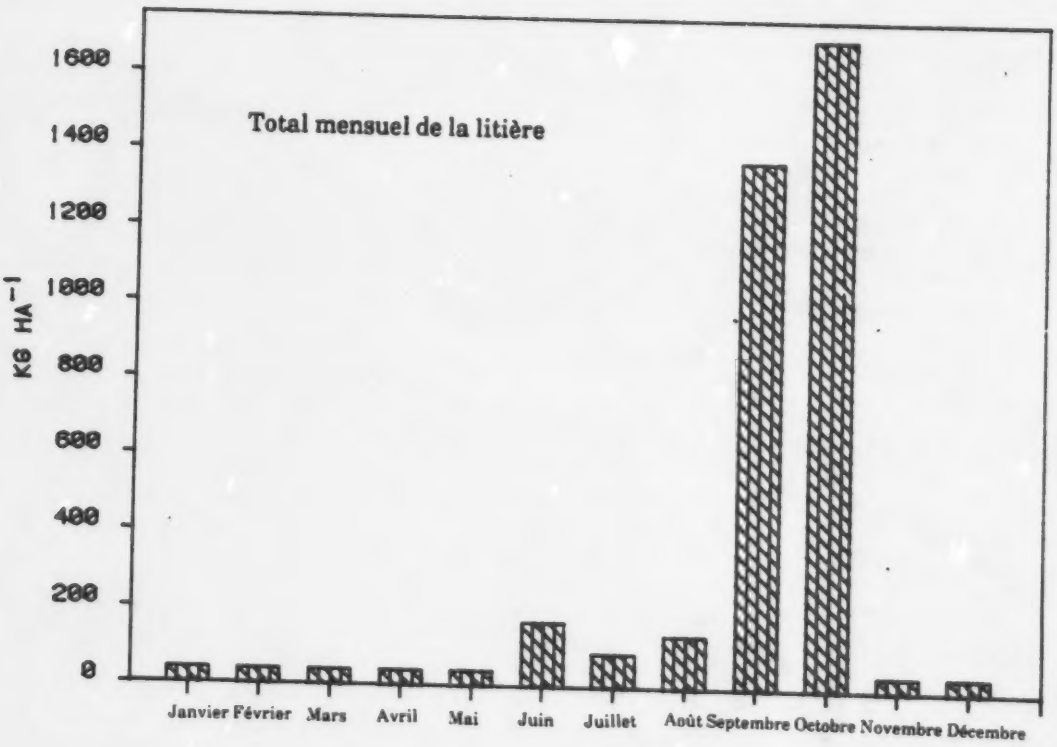


Figure 1. Répartition mensuelle du total annuel de la litière dans une érablière à bouleaux jaunes âgée (moyenne de trois ans).

Tableau 3. Matière organique et éléments majeurs dans la couverture morte d'une érablière à bouleaux jaunes âgée

Horizon	Matière organique	N	P	K	Ca	Mg	S
		kg ha^{-1}					
L	5 583	124	4	8	74	4	11
F	15 412	402	13	21	123	15	37
H	12 009	400	15	25	85	30	42
Total	33 004	926	32	54	282	49	90

Discussion

Comparé à d'autres écosystèmes de feuillus bien pourvus et tempérés dans des sites caractéristiques, le peuplement de la présente étude occupe une position intermédiaire en termes de biomasse sur pied et de réserve d'éléments biogènes. la teneur totale en matière sèche de la couche d'arbres au-dessus et au-dessous du sol a été estimée à 244 tonnes ha^{-1}; la quantité de N, P, K, Ca, Mg et S immobilisée à l'intérieur de la couche d'arbres à 135 ans (d'après le tableau 1) a été évaluée à 565, 31, 350, 1 107, 73 et 51 kg·ha^{-1}. Dans une forêt de 55 ans composée d'érables, de bouleaux et de hêtres (*Fagus grandifolia* Ehrh.) à Hubbard Brook, au New-Hampshire, également sur un dépôt morainique acide, la biomasse maoyenne de la population sur pied a été évaluée à environ 165 tonnes·ha^{-1}. (Whittaker et al. 1974) et la teneur totale de la couche d'arbres en N, P, K, Ca, Mg et S a été évaluée à 532, 87, 218, 484, 49 et 59 kg·ha^{-1}, respectivement (Likens et al. 1977). Dans une chênaie à caryers (*Quercus-Carya* spp.) d'âge inégal sur un sol fortement altéré à Walker Branch, au Tennessee, dont la biomasse moyenne de la population sur pied est de 156 tonnes·ha^{-1}, la teneur en N, K et Ca a été évaluée à 470, 340 et 980 kg·ha^{-1} (Henderson et al. 1978) et, au même endroit, le S total à l'intérieur de la couche d'arbres a été évalué séparément à 72,8 kg·ha^{-1} (Shriner et Henderson et al. 1978, Johnson et al. 1982). Pour une hêtraie (*Fagus sylvatica* L.) de 120 à 125 ans sur un sol dérivé d'un loess, dans le district de Solling en Allemagne de l'Ouest, la biomasse sur pied a été évaluée à 311,4 tonnes·ha^{-1} et la teneur totale en S à 68,1 kg·ha^{-1} (Meiwes et Khanna 1981).

À 51 kg·ha^{-1}, le S total de la biomasse du présent peuplement n'est pas sensiblement inférieur à ce qui a été signalé dans le cas d'une forêt d'érables, de bouleaux et de hêtres plus jeune mais par ailleurs comparable située dans une région du New-Hampshire fortement atteinte par le SO_4^{2-}; cette teneur ne diffère pas non plus de celle qui a été constatée dans d'autres écosystèmes de feuillus, y compris des hêtraies fortement atteintes à Solling, en Allemagne de l'Ouest et des chênaies à caryers au Tennessee. Dans tous ces peuplements, la biomasse, si on la compare aux autres réceptacles de S, ne contenait que des concentrations modérées de cet élément. L'accumulation annuelle moyenne de S dans la biomasse des arbres, pour le moment, est évaluée à environ 0,4 kg·ha^{-1}·an^{-1}. De plus, le flux de S dans le cycle annuel de production/décomposition de la litière était faible (environ 3,4 kg·ha^{-1}·an^{-1}) comparé aux flux météoriques (voir Foster et Nicolson 1984). Comparé aux autres éléments, le S a été quelque peu retenu dans la couverture morte.

Par contre, de grandes quantités de Ca sont retenues à l'intérieur de la biomasse de cet écosystème de feuillus tolérants, l'écorce des érables à sucre constituant à elle seule un réservoir de taille appréciable. Le pourcentage de Ca dans l'écorce des érables à sucre était sensiblement supérieur à celui retrouvé dans l'écorce des bouleaux jaunes (non illustré) et qui, avec la dominance des érables à l'intérieur du peuplement, a donné un chiffre de 1 107 kg·Ca·ha^{-1}. Les différences interspécifiques

dans l'accumulation de Ca ont été bien démontrées par Alban et al. (1978) qui ont signalé des accumulations de Ca de 1 074 kg·ha^{-1} dans des peuplements de peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides* Michx.), et de peupliers à grandes dents (*P. grandidentata* Michx.) tandis que dans un peuplement de pins gris adjacents (*Pinus banksiana* Lamb.) sur un sol du même type, le chiffre correspondant était de 241 kg·ha^{-1}.

Dans le bilan annuel du Ca du présent peuplement, le flux de Ca associé avec le cycle de production/décomposition de la litière était important comparé aux apports atmosphériques. La contribution totale de la litière au Ca est évaluée à 37,0 kg·ha^{-1}·an^{-1} ou 1,8 Keq·ha^{-1}·an^{-1}). Par contre, Foster et Nicolson (1984) ont estimé qu'en 1981, l'apport en ions H à la couverture morte du peuplement étudié par les précipitations au sol et l'écoulement sur tronc combinés a été de 0,27 Keq·ha^{-1}.

Pour expliquer l'accumulation de Ca dans la biomasse, les pertes annuelles de la couche d'arbres sous forme de litière, de débris de racine et d'enrichissement de la précipitation, on a estimé l'absorption totale de Ca (c'est-à-dire la «demande») à 60 kg·ha^{-1}·an^{-1} à l'aide de l'équation $U = A - P + TS + L + R$ lorsque U, A, P, T, S, L et R égalent l'absorption brute, l'accumulation annuelle dans la biomasse et les flux annuels dans la précipitation, la précipitation au sol, l'écoulement sur tronc, la litière et les débris de racines, respectivement. Si l'on suppose que la quantité de Ca disponible dans la couverture morte est égale à celle qui est libérée par la décomposition de la litière de l'année précédente, (c'est-à- dire 37,9 kg·ha^{-1}) moins celle qui est invorporée dans la constitution de la couverture morte (estimée ici à 282/135 = 2,1 kg·ha^{-1}) plus celle qui est reçue annuellement sous forme de précipitation au sol et d'écoulement sur tronc (7,1 kg·ha^{-1} d'après Foster et Nicolson (1984), le chiffre obtenu est 42,0 kg·an^{-1}, ce qui laisse 18,0 kg·ha^{-1}·an^{-1} à être comblé par le Ca provenant de plus profond dans le profil de sol. À l'heure actuelle, il est impossible de savoir avec certitude dans quelle mesure cela représente du Ca échangeable plutôt que du Ca provenant de l'altération. Toutefois, dans une étude distincte (Morrison 1984) portant sur un sol beaucoup moins riche en Ca, nous présentons des constatations qui laissent croire à une altération accrue des minéraux de Ca en réaction aux apports des pluies acides artificielles.

Remerciements

M. Dieter Ropke, du Service canadien des forêts, à Sault-Sainte-Marie, Ontario a supervisé les travaux sur le terrain reliés à la présente étude; il a aussi contribué à l'analyse des données. Les analyses chimiques ont été effectuées par Mlle Sharon Beith, du Service canadien des forêts.

Ouvrages de référence

Alban, D.H.; Perala, D.A.; Schlaegel, B.E. 1978. *Biomass and nutrient distribution in aspen, pine, and spruce stands on the same soil type in Ninnesota.* J. can, de la rech. for 8:290-299.

Anonyme 1960. *Official methods of analysis of the Association of Official Agriculture Chemists. 9th Ed., Assoc. Official Agric. Chemists, Washington.* 832 p.

Commission canadienne de pédologie. Comité de la classification des sols. 1978. Le système canadien de classification des sols. Min. de l'Agriculture du Canada, Ottawa, Ont. Publ. 1646. 164 p.

Chapman, L.J. 1953. *The climate of northern Ontario.* J. can. d'agronomie. 33:41-73.

Cronan, C.S. 1980. *Solution chemistry of a New Hampshire subalpine ecosystem: A biogeochemical analysis.* Oikos 34:272-281.

Foster, N.W.; Nicolson, J.A. 1984. Transferts ioniques à travers un couvert de feuillus tolérants, bassin versant de Turkey Lakes, Ontario. Pages _____ *in* Compte rendu de la Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières, Québec, P.Q.; 14-17 juin 1983.

Hegyi, F. 1972. *Dry matter distribution in jack pine stands in northern Ontario. For. Chron.* 48:193-197.

Henderson, G.S.; Swank, W.T.; Waide, J.B.; Grier, C.C. 1978. *Nutrient budgets of Appalachian and Cascade Region watersheds: A comparison. For. Sci.* 24:385-397.

Hills, G.A. 1955. *Field methods for investigating site. Ont. Dep. Lands For., Toronto, Ont. Site Res. Manual* nº 4. 120 p.

Johnson, D.W.; Turner, J.; Kelly, J.M. 1982. *The effects of acid rain on forest nutrient status. Water Resour. Res.* 18:449-461.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S. 1977. *Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York, USA.* 148 p.

Mader, D.L.; Hoyle, M.C. 1964. *An inexpensive portable unit for perchloric acid degestions and semimicro-Kjeldahl determinations. Soil Sci.* 98:295-299.

Meiwes, K.J.; Khanna, P.K. 1981. *Distribution and cycling of sulphur in the vegetation of two forest ecosystems in an acid rain environment. Plant Soil* 60:369-375.

Morrison, I.K. 1984. Effets des pluies acides artificielles sur la chimie des percolats de deux sols de forêt de pins gris. Pages _____ *in* Compte rendu de la Conférence sur les pluies acides et les ressources forestières. Québec, P.Q., 14-17 juin 1983.

Payandeh, B. 1981. *Choosing regression models for biomass prediction equations. For. Chron.* 57:229-232.

Rodin, L.E.; Bazilevitch, N.I. 1967. *Production and mineral cycling in terrestrial vegetation. Oliver and Boyd, Edimbourg.* 288 p.Rowe, J.S. 1972. Les régions forestières du Canada. Min. de l'Environnement, Serv. can. des forêts, Ottawa, Ont. Publ. 1300. 172 p.

Shriner, D.S.; Henderson, G.S. 1978. *Sulfur distribution and cycling in a deciduous forest watershed.* J. Environ. Qual. 7:392-397.

Tamm, C.O.; Cowling, E.B. 1976. *Acidic precipitation and forest vegetation.* Pages 845-855 *in USEA For. Serv., Gen. Tech. Rep.* NE-23.

Thomas, J.B. 1978. *Report on Project* P-21. *Tolerant hardwood biomass inventory.* Min. de l'Env., Serv. can. des for., Sault-Ste-Marie, Ont. File Rep. 60 p.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. *Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. Soil Sci.* 130:193-199.

Whittaker, R.H.; Bormann, F.H.; Likens, G.E.; Siccama, T.G. 1974. *The Hubbard Brook ecosystem study: Forest biomass and production. Ecol. Monogr.* 44:233-254.

Effets des pluies acides artificielles sur la chimie du percolat de deux sols de forêts de pins gris

I.K. Morrison
Ministère de l'Environnement
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières des Grands-Lacs
Sault-Sainte-Marie, Ontario

Résumé

Deux sols, des sables fluvio-glaciaires acides, recouverts d'une forêt de pins gris à semi-maturité (*Pinus banksiana*, Lamb.), du nord de l'Ontario, Canada, ont été reconstitués dans des lysimètres en colonnes de 1 m, dans une parcelle de serre. Pendant 51/2 ans, les deux sols, un podzol humo-ferrique du canton de Wells et un brunisol dystrique du canton de Dupuis, ont été soumis à des applications hebdomadaires de «pluie» acide artificielle composée de H_2SO_4 à des pH de 2, 3 et 4 ainsi qu'à des applications témoins d'eau distillée (pH de 5,7). Le taux d'application de la «pluie» a été maintenu à l'équivalent de 1 000 mm par année. Les percolats ont été recueillis et les volumes mesurés chaque semaine. Toutes les quatre semaines, on a aussi procédé à la détermination du pH, de la conductivité et de la concentration de SO_4^{2-}, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} ainsi que de plusieurs métaux sous forme de trace, notamment Al, Mn et Zn. L'accent est mis sur les réactions des sols, d'après les interprétations obtenues de la chimie du percolat. Une attention particulière est apportée à la chronologie des événements.

D'après les résultats obtenus jusqu'à maintenant, la perte d'éléments semble être un processus par étapes: premièrement les deux sols, mais particulièrement le podzol humo- ferrique, ont démontré une résistance initiale considérable au lessivage des bases, les mouvements de SO_4^{2-}; étant présumément empêchés par une forte rétention de SO_4^{2-}; deuxièmement, lorsque la capacité d'absorption de SO_4^{2-} a atteint le point de saturation, les bases se sont déplacées librement avec les ions SO_4^{2-} excédentaires; troisièmement, à mesure que les cations échangeables se sont épuisés, les ions H^+ ont dominé de plus en plus la composition de charge; en même temps que l'abaissement du pH dans la solution de percolation qui, dans les sols traités à un pH de 2, est passé de 6,5 à moins de 4,0, il y a eu mobilisation des métaux sous forme de trace, en particulier Al.

Introduction

Des résultats de ce plan d'expérience ont déjà été cmmuniqués à deux occasions: la première fois, des résultats portant surtout sur la composition du percolat et mettant l'accent sur le lessivage des bases ont été décrits à la fin de 4 1/2 ans (Morrison 1983). Nous décrivons ici les résultats à la fin de 5 1/2 ans de traitement, en mettant l'accent sur la mobilisation de l'aluminium (Al).

Pour vérifier l'hypothèse initiale à l'effet que les pluies acides accélèrent le lessivage des bases du sol, le profil de deux sables acides faibles en bases a été reconstitué dans des lysimètres en colonnes et soumis à divers traitements à l'acide sulfurique (H_2SO_4) dilué pendant une période prolongée, et les percolats de tous les lysimètres ont été analysés de façon régulière. Les résultats illustrent une perte d'éléments selon un processus par étapes. En premier lieu, les deux sols ont fait preuve d'une

[1] Foster, N.W. 1983. Chercheur scientifique, Centre de recherches forestières des Grands- Lacs, Service canadien des forêts, Ministère de l'Environnement, Sault-Sainte-Marie, Ontario (communication personnelle).

résistance initiale considérable au lessivage des cations, résistance davantage marquée chez le podzol humo-ferrique (Commission canadienne de pédologie 1978) que chez le brunisol dystrique. Une forte rétention de SO_4^{2-} nuisait au mouvement des ions sulfate (SO_4^{2-}). Des mesures subséquentes des propriétés absorptives de SO_4^{2-} des sols étudiés comparé à celles d'une vaste gamme de sols podzoliques du nord de l'Ontario[1] appuient l'hypothèse à l'effet que les sols étaient de modérément à fortement absorbants de SO_4^{2-}. En deuxième lieu, lorsque la capacité d'absorption de SO_4^{2-} a atteint le point de saturation, les bases se sont déplacées librement avec les ions SO_4^{2-} excédentaires. En troisième lieu, à mesure que les bases échangeables ont diminué, les ions hydrogène (H^+) ont dominé de plus en plus la somme des charges positives de la solution de percolation, comme l'indique la diminution du pH, qui dans le cas du traitement le plus acide (pH de 2,0), est passé d'environ 6,5 à moins de 4 à une profondeur de 1 m; il y a eu mobilisation substantielle des métaux sous forme de trace y compris du manganèse (Mn), du zinc (Zn) et de Al au cours de cette période.

Ce dernier élément, Al, suscite présentement beaucoup d'intérêt en raison d'une hypothèse avancée par Ulrich et al. (1980) en Allemagne, qui a retenu beaucoup l'attention et qui impute le dépérissement terminal observé chez plusieurs espèces d'arbes un peu partout dans le centre de l'Europe à la mobilisation de Al^{3+} dans les sols par les pluies acides. Selon cette hypothèse, les précipitations acides provoquent la production interne d'ions H^+ dans le sol, en partie par l'accumulation de matières organiques pauvres en azote (N) et en partie par des changements dans la nutrition en N. Également, l'effet tampon exercé sur les ions H^+ par dissolution des composés hydroxy-Al polymérisé se traduisent par la formation de $AlOHSO_4$, et subséquemment de Al^{3+} libre, et les concentrations de Al^{3+} dans la solution du sol atteignent éventuellement des niveaux toxiques pour les peuplements forestiers.

Pour étudier ces phénomènes plus à fond étant donné qu'ils ont un rapport avec les sols de la présente étude, j'ai poursuivi les expériences de base pendant une autre année et, en plus d'utiliser les paramètres décrits dans les rapports précédents (Morrison 1981, 1983), j'ai mesuré les concentrations totales de Al du percolat. (Al total avait été mesuré à des intervalles irréguliers, auparavant.) La présente étude a donc pour objet de vérifier l'hypothèse selon laquelle des niveaux élevés d'acide ont le pouvoir de mobiliser Al du sol jusqu'à atteindre des niveaux dommageables dans les sols forestiers acides.

Matériel et méthodes

Deux sols, des sables acides fluvio-glaciaires sous des peuplements de pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) d'âge moyen, dans le nord de l'Ontario, Canada, ont été choisis pour l'expérience. Le premier sol est un podzol humo-ferrique orthique de la série Wendigo, développé dans des sables loameux-graveleux profonds, dans le comté de Wells (46° 25' de latitude nord, 83° 23' de longitude ouest), sous une pinède de 40 ans, bien pourvue, développée après un feu. Le second sol provenait du comté de Dupuis (47° 38' de latitude nord, 83° 15' de longitude ouest), à 135 km plus au nord; il s'agit d'un brunisol dystrique orthique sans nom, sous une pinède bien pourvue d'environ 50 ans, également développée après un feu. La classe du site (Plonski 1974) est II dans les deux cas. Les caractéristiques physiques et chimiques des deux sols sont données ailleurs (Foster et Morrison 1976; Morrison et Foster 1977). Pour des raisons de brièveté, les sols seront désormais désignés comme le «Wells» (c'est-à-dire le podzol) et le «Dupuis» (c'est-à-dire le brunisol).

Les échantillons en vrac, par horizon, pour les portions minérales des profils, (Wells: Bf, BC, C, Dupuis: Bm, IIBm, C) ont été recueillis aux deux endroits au cours de l'été de 1977. On a laissé sécher les sols à l'air puis on les a passés dans un tamis aux mailles de 7,7 mm pour éliminer les gros fragments. Les horizons ont été reconstitués selon la séquence et l'épaisseur appropriées, dans des colonnes en acrylique transparent d'un mètre de profondeur et d'un diamètre de 165,3 cm^2. Chaque colonne a été installée sur une plaque perforée avec un dispositif permettant de recueillir les percolats (effluents). De minces couches de laine de verre de qualité laboratoire ainsi que de la perlite tamisée

et lavée ont été placées à la base de chaque colonne pour faciliter le drainage. Dans chaque cas, les horizons LFH et Ae ont été prélevés intacts puis taillés de façon à pouvoir être insérés au haut de chaque colonne. Les colonnes ont été enveloppées d'une feuille métallique pour les soustraire à la lumière, puis elles ont été placées dans une parcelle isolée dans une serre. L'expérience était constituée de deux sols x quatre traitements x trois répliques, pour un total de 24 colonnes. Avant le début des expériences, toutes les colonnes ont été lessivées plusieurs fois avec de l'eau distillée pour accélérer le tassement.

Des solutions à des pH de 2, 3 et 4 ont été préparées par une dilution appropriée de H_2SO_4. De l'eau distillée (DW) a été utilisée pour le quatrième traitement ou «témoin». Les volumes ont été réglés de façon à obtenir l'équivalent de 1 000 mm, à peu près l'équivalent de la précipitation annuelle totale ambiante dans la région. Les solutions ont été appliquées à l'aide d'un système alimenté goutte-à-goutte pendant une période de 1 à 2 heures chaque semaine. Le drainage des colonnes s'est fait librement par gravité et les effluents ont été récupérés habituellement le lendemain de l'application Les traitements ont commencé en octobre 1977 et l'expérience se poursuit sans interruption depuis lors.

Les volumes de percolat sont enregistrés à la suite de chaque application hebdomadaire. D'autres paramètres ont été mesurés à chaque semaine au début mais ne sont maintenant mesurés que toutes les autre semaines. Parmi ceux-ci, il y a le pH, à l'aide d'un pH-mètre à électrode de verre; la conductibilité, à l'aide de conductivimètre ***Radiometer*** Type CDM 2e; SO_4^{2-}, à l'origine, à l'aide d'un titrimètre au chlorure de barium, mais récemment, de façon colorimétrique, par la méthode au bleu de méthylthymol, à l'aide d'un auto-analyseur II Technicon, le potassium (K), le sodium (Na), le calcium (Ca), le magnésium (Mg) et Al, par émission de flamme ou absorption atomique, selon le cas, à l'aide de spectrophotomètres d'absorption atomique (1) ***Pye-Unicam SP1900*** et, plus récemment, (2) ***Varian*** modèle ***AA-975*** et (3) ***Varian*** modèle ***AA-1275***. Les cations majeurs déterminés de façon régulière sont: K, Na, Ca et Mg; les éléments-traces: Mn, Zn, fer (Fe) et Al. Lorsque des instruments ou des méthodes ont été modifiés en cours d'expérience, des facteurs de conversion ont été mis au point pour assurer la comparabilité des résultats

Résultats

Tout comme dans le cas de l'analyse des percolats, seulement ceux de la série à un pH de 2 avaient une composition qui différait de façon significative de ceux de la série témoin, pour des raisons de clarté, les comparaisons graphiques (fig. 1, 2, 3) ont été limitées à ces seuls traitements.

Pendant la période comprise entre 4 1/2 ans et 5 1/2 ans, les niveaux de SO_4^{2-} (fig. 1) dans le percolat provenant de la série de Dupuis à un pH de 2 se sont maintenus à peu près aux niveaux des apports; les niveaux de SO_4^{2-} dans le percolat provenant de la série de Wells à un pH de 2 ont tout juste atteint les niveaux des apports durant cette période.

Au cours de la même période, la concentration en cations majeurs totaux (K, Ca, Mg, Na) (fig. 2) dans les percolats provenant des deux séries à un pH de 2 a continué à diminuer, mais cette diminution a été plus accentuée dans la série de Dupuis que dans la série de Wells; la série de Dupuis à un pH de 2 s'est stabilisée, mais à un niveau sensiblement plus élevé que celui du témoin. Les principaux éléments (non illustrés) ayant contribué à la différence de charge, en terme de concentrations molaires, entre les traitements à un pH de 2 et les traitements témoins, ont été Ca suivi de Mg Na K pour ce qui est du sol Dupuis et Mg Na K Ca pour ce qui est du sol Wells.

Toujours pendant cette même période, le pH des percolats des deux séries traitées à un pH de 2 a continué à diminuer (fig. 3) et l'on a noté des concentrations croissantes d'Al total dans le percolat des deux séries traitées à un pH de 2, mais pas dans les autres. Les concentrations moyenne de Al total

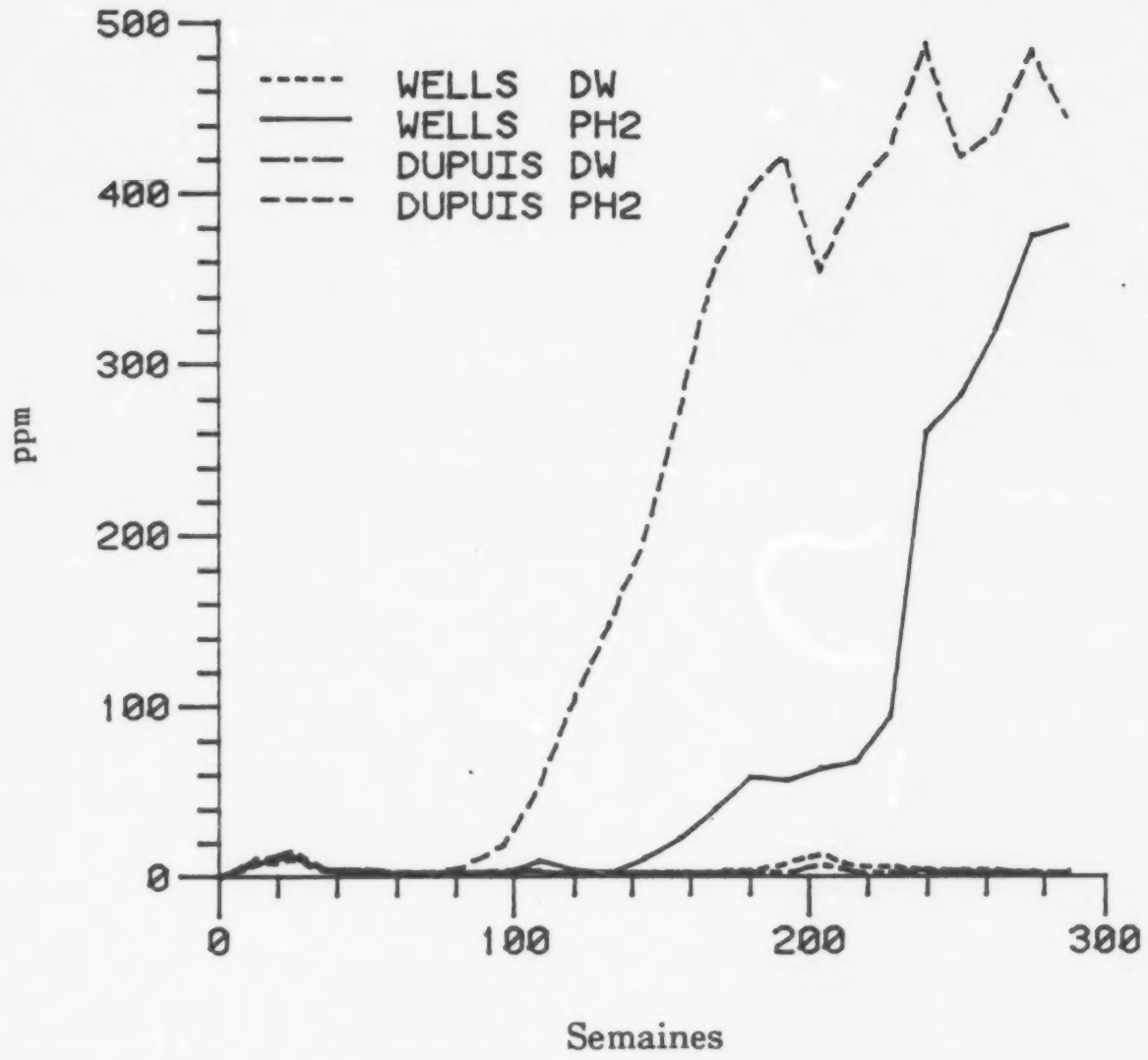


Figure 1. Changement, en 5 1/2 ans, de la concentration de SO_4^{2-} ($\mu g.mL^{-1}$) dans les percolats des sols Wells et Dupuis soumis à différents traitements acides.

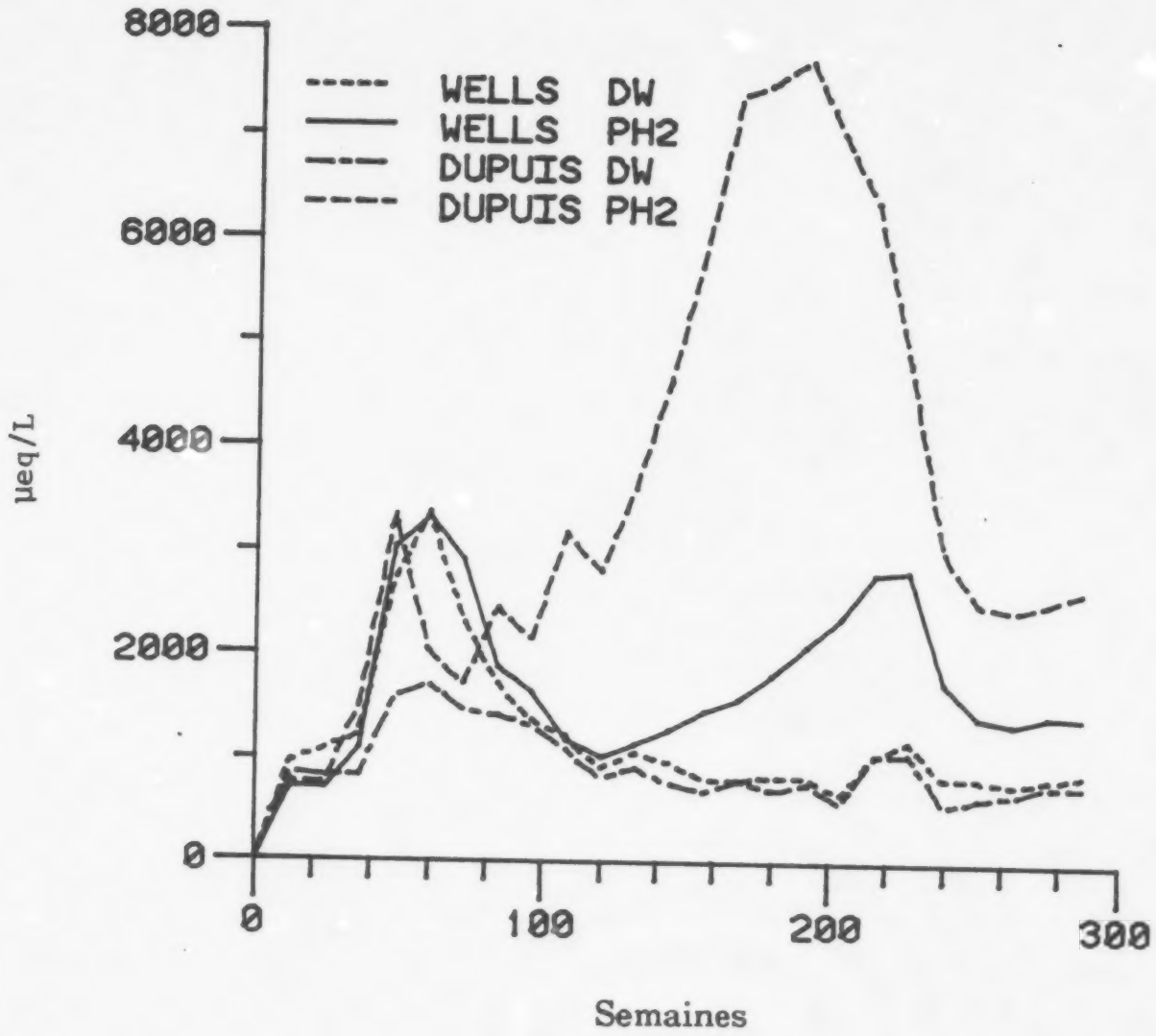


Figure 2. Changement, en 5 1/2 ans, dans la concentration ($\mu eq.mL^{-1}$) des cations majeurs totaux (K + Na + Ca + Mg) dans les percolats des sols Wells et Dupuis soumis à différents traitements acides.

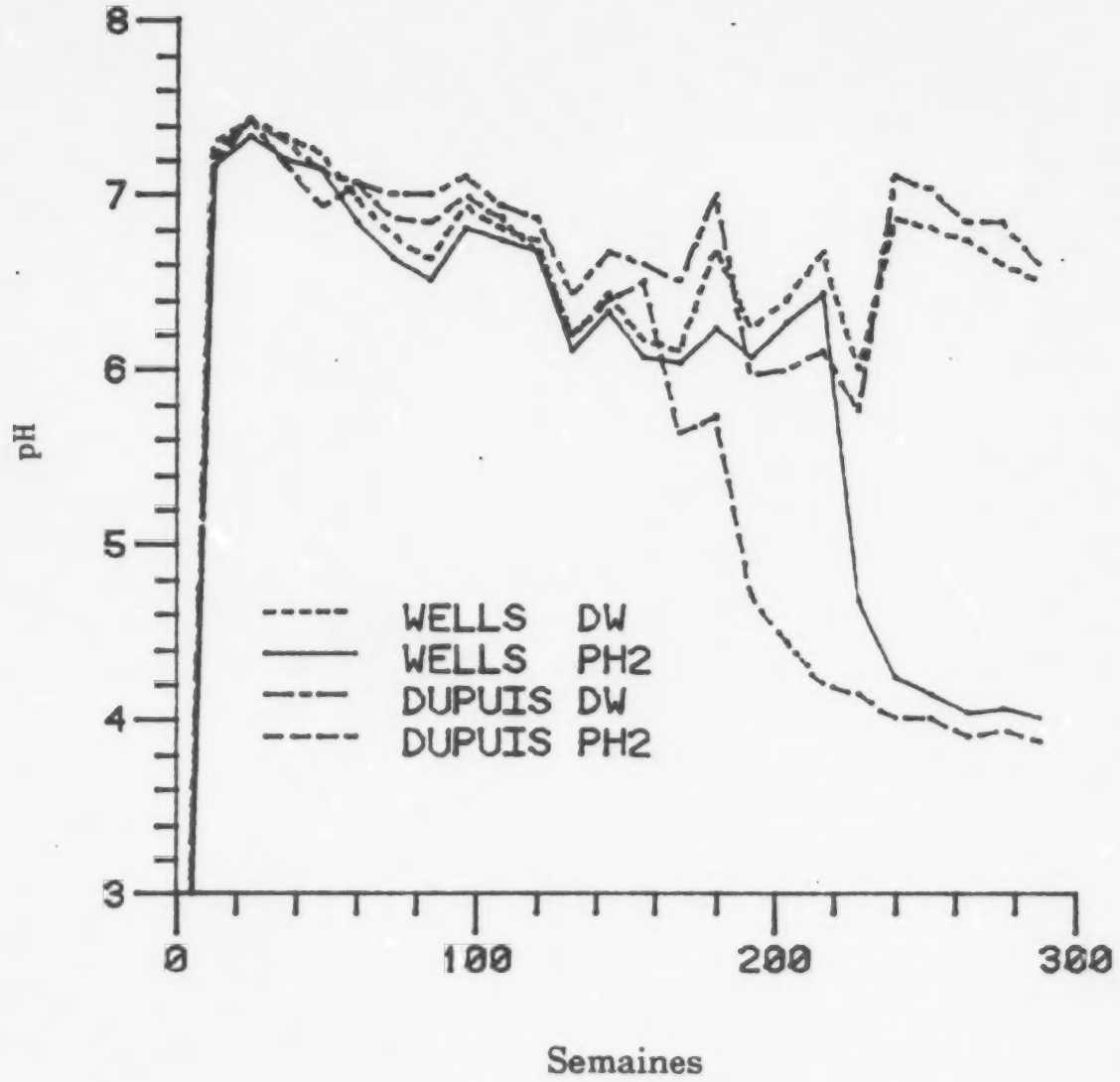


Figure 3. Changement, en 5 1/2 ans, du pH des percolats des sols Wells et Dupuis soumis à différents traitements acides.

Tableau 1. Concentration d'aluminium total, pour la semaine 256, dans le percolat des sols Wells et Dupuis soumis à différents traitements acides

Traitement	Wells	Dupuis
	µg mL^{-1}	
DW	0,02	0,01
pH 4	0,02	0,02
pH 3	0,01	0,01
pH 2	50,73	59,46

par traitement pour les deux sols, pour la semaine nº 256 sont données au tableau 1. Pour chaque lysimètre et chaque traitement, le graphique (non illustré) de la concentration de Al et de SO_4^{2-} dans les percolats pendant plusieurs mois a révélé une relation généralement constante entre les concentrations de Al et de SO_4^{2-} dans les percolats, dans un ensemble de conditions déterminées.

Discussion

La présente expérience ne visait pas à reproduire un système naturel en miniature, comme l'emplique le terme «microcosme» appliqué par certains auteurs aux expériences qui utilisent un appareillage semblable, étant donné que dans le cas présent, nous n'avons pas tenté de tenir compte des cycles d'humidité et de sécheresse, des cycles de gel - dégel, des apports annuels de la litière et de sa décomposition ou de l'absorption de divers éléments par les végétaux Notre propos était plutôt de mettre au point un système simplifié relativement contrôlé pour l'étude des processus chimiques des sols. Un certain nombre d'expériences comparables, portant aussi sur les pluies acides, ont été décrites dans différents ouvrages. Les principales caractéristiques de la présente expérience par rapport aux autres sont: (1) l'apport relativement faible, en termes de volume, qui est équivalent à des précipitations annuelles de 1 000 mm, et (2) la durée de l'expérience (près de 6 ans jusqu'à maintenant). Une expérience décrite par Lee et Weber (1980, 1982) sur un sol Halpumbrept typique (*Soil Survey staff* 1975) est celle qui se rapporche le plus de la présente expérience en termes d'apport et de durée, soit des applications de 1 310 à 1 732 mm par année et une durée de 3 1/2 ans. Les lysimètres de cette étude ont toutefois été repiqués de semis d'érables à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) ou d'aulnes rouges (*Alnus rubra* Bong.) et l'on s'est efforcé de façon délibérée de reproduire les processus naturels. Par contre, la description de plusieurs autres expériences faisait état de taux d'application grandement accélérés. Overrein (1972) a signalé un lessivage de Ca d'un sol forestier podzolique de Norvège exposé à des pluies acides artificielles à un pH de 3,0 appliquées sur une période de 40 jours à raison de 500 mm par mois (précipitation annuelle: 6 000 mm) et Singh et al. (1980), également en Norvège, ont décrit la distribution de $^{35}SO_4^{2-}$ dans des podzols ferriques et des semipodzols exposés à des pluies acides artificielles sur une période de 18 jours (appliqués selon une précipitation annuelle d'environ 18 000 mm). Au New-Hampshire, USA, Cronan (1980) a décrit les produits du lessivage d'échantillons de couverture morte d'une forêt de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill.) exposés, sur une période de 3 1/2 mois, à des pluies acides artificielles selon une précipitation annuelle de 2 555 mm. D'autres auteurs (par exemple Haman 1977) ont extrait du sol à l'aide de solutions acides diluées.

Les résultats de la présente expérience à la fin de 4 1/2 ans ont été rappelés brièvement dans l'introduction. Dans l'année qui a suivi, les tendances se sont maintenues. En particulier, les deux

sols se sont appauvris en cations majeurs. Le modèle d'appauvrissement dans les sols traités à un pH de 2, c'est-à-dire un sommet suivi d'un déclin jusqu'à un nouveau niveau stable, laisse croire à un déplacement rapide des minéraux basiques sous forme échangeable et, en même temps, à une altération accrue de ces mêmes minéraux qui serait reliée au traitement. La baisse rapide et continue du pH a été associée avec un accroissement de la concentration des métaux sous forme de trace, particulièrement Al.

L'on reconnaît généralement que dans les sols de surface, Al existe surtout en combinaison organique et qu'à mesure que la profondeur s'accroît, les formes minérales prédominent. Frink et Peech (1962), Dalal (1975), Marion et al. (1976), entre autres, ont mis l'accent sur le rôle central de la gibbsite, $Al(OH)_3^0$, comme régulateur de la solubilité de Al dans de nombreux sols (particulièrement faibles en Al). Passant en revue les écrits sur le sujet, Nair et Prenzel (1978) ont noté que même si, dans des travaux de recherche plus anciens, l'on croyait que les formes de Al, dans l'échelle des pH, formaient surtout des successions d'hydroxydes monomères, l'on reconnaît maintenant généralement qu'il existe un grand nombre de formes mononucléaires et polynucléaires. Sur la base de calculs d'équilibre, toutefois, Nair et Prenzel (ibid.) ont prédit que, toutes conditions étant égales par ailleurs, les quantités relatives de formes de Al existant à un pH donné dépendent des concentrations de Al total et que les ions polynucléaires $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ et $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$ sont importants. Par contre, $AlOH)_3$ a joué un rôle dominant dans les solutions de Al diluées seulement.

Par ailleurs, Van Breemen (1973), après avoir étudié des sols de mine acides fortement affectés par le SO_4^{2-}, a prédit qu'une réaction de H_2SO_4 avec divers composés d'hydroxy-Al et la formation d'un sulfate d'aluminium basique de forme $AlOHSO_4$, composé qui, à son tour, règle la limite supérieure de Al dissous dans ces sols. D'autres ont étendu cette possibilité aux sols influencés par les pluies acides dont l'élément acidifiant principal est le H_2SO_4. D'après Ulrich et al. (1980), les deux tiers de l'effet tampon exercé sur les ions H^+ dans un sol forestier dérivé d'un loess, dans le centre de l'Allemagne, étaient dus à la dissolution de composés d'hydroxy-Al^{3+} à des niveaux toxiques.

Dans la présente expérience, Al a été déterminé au total, les formes n'ont pas été séparées. Dans les conditions de l'expérience, les concentrations de Al total produites en réaction au traitement le plus acide (pH de 2) ont été notablement plus élevées (environ 50- 60 $\mu g.mL^{-1}$) que les concentrations «élevées» (environ 2-4 $\mu g.mL^{-1}$) rapportées dans la nature (Cronan et al. 1978, Ulrich et al. 1980, Budd et al. 1981, Mollitor et Raynal 1982). Les modèles expliquant les présents résultats doivent se conformer aux conditions suivantes: un flux élevé de SO_4^{2-}, un pH variable mais décroissant et des concentrations élevées de Al total. La première hypothèse, à l'effet que les ions Al sont essentiellement déplacés des sites d'absorption par H^+ et d'autres ions, s'avère insatisfaisante pour plusieurs raisons par exemple, en dépit d'un flux initial de SO_4^{2-} dans les sols Dupuis et Wells traites à un pH de 2 et en dépit d'un certain flux de SO_4^{2-}, à l'heure actuelle, dans la série de Dupuis traitée à pH 3, à tout le moins, il y a peu d'indications d'une mobilisation de Al sans un abaissement du pH. En outre, les quantités en cause (Al contribue pour environ 75 pour 100 de la charge positive totale dans les lessivats de la série au pH de 2) laissent croire à une mobilisation de Al, jusque là insoluble. La deuxième et la troisième hypothèses, c'est-à-dire que les surplus d'ions H^+ entraînent la déshydrolyse d'hydroxy-Al minéral vers des formes plus solubles qui, à leur tour sont lessivées en association avec le SO_4^{2-} excédentaire, ou que le H_2SO_4 réagit de lui-même avec les composés d'hydroxy-Al pour donner des Al-sulfates, qui à leur tour régissent la disponibilité d'Al^{3-} libre, concordent généralement avec la plupart des observations. Toutefois, une observation, c'est-à-dire que les réactions ne commencent pas avant qu'il y ait abondance d'ions H^+ dans les percolats, favorise l'hypothèse à l'effet que les réactions de ces deux sols sont provoquées par les ions H^+ seuls, le SO_4^{2-} jouant surtout un rôle d'ions associés au lessivage.

Remerciements

L'auteur tient à exprimer sa reconnaissance à M. Dieter Ropke, du Service canadien des forêts, pour la surveillance attentive qu'il a exercée sur cette expérience au cours des six dernières années, ainsi qu'à MM. J.R. Ramakers et D.J. Kurylo qui se sont chargé des analyses chimiques.

Ouvrages de référence

Budd, W.W.; Johnson, A.H; Huss, J.B.; Turner, R.S. 1981. *Aluminium in precipitation, streams and shallow groundwater in the New Jersey Pine Barrens. Water Resour. Res.* 17:1179-1182.

Commission canadienne de pédologie, comité de la classification des sols. 1978. Le système canadien de classification des sols. Min. de l'Agric. du Canada, Ottawa, Ont. Publ. 1646. 164 p.

Cronan, C.S. 1980. *Controls on leaching from coniferous forest floor microcosms. Plant Soil* 56:301-322.

Cronan, C.S.; Reiners, W.A.; Reynolds, R.C.; Lang, G.E. 1978. *Forest floor leaching: contributions from mineral, organic and carbonic acids in New Hampshire subalpine forests.* Science 200:309-311.

Dalal, R.C. 1975. *Hydrolysis products of solution and exchangeable aluminium in acidic soils. Soil Sci.* 119:127-131.

Foster, N.W.; Morrison, I.K. 1976. *Distribution and cycling of nutrients in a natural Pinus banksiana ecosystem. Ecology* 57:110-120.

Frink, C.R.; Peech, M. 1962. *The solubility of gibbsite in aqueous solutions and soil extracts. Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 26:346-347.

Haman, F. 1977. *Effects of percolating water with graduated acidity upon the leaching of nutrients and the changes in some chemical properties of mineral soils. J. Sci. Agric. Soc. Finland.* 49:250-257.

Lee, J.J.; Weber, D.E. 1980. *Effects of sulfuric acid rain on two model hardwood forests: throughfall, litter leachate, and soil solution. Environ. Prot. Agency,* EPA-600/3-80-014, Corvallis, Oreg. 39 p.

Lee, J.J.; Weber, D.E. 1982. *Effects of sulfuric acid rain on major cation and sulfate concentrations of water percolating through two model hardwood forests. J. Environ, Qual.* 11:57-64.

Marion, G.M; Hendricks, D.M.; Dutt, G.R.; Fuller, W.H. 1976. *Aluminium and silica solubility in soils. Soil Sci.* 121:76-85.

Mollitor, A.V.; Raynal, D.J. 1982. *Acid precipitation and ionic movements in Adirondack forest soils. Soil Sci. Soc. Amer. J.* 46:137-141.

Morrison, I.K. 1981. *Effect of simulated acid precipitation on composition of percolate from reconstructed profiles of two northern Ontario forest soils.* Min. de l'Envir., Serv. can. des for., Ottawa, Ont. CFS Res. Notes 1:6-8.

Morrison, I.K. 1983. *Composition of percolate from reconstructed profiles of two jack pine forest soils as influenced by acid input.* Pages 195-206 *in* B. Ulrich et J. Pankrath, éd. *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems.* D. Reidel Publ. Col, Dordrecht, Hollande.

Morrison, I.K.; Foster, N.W. 1977. *Fate of urea fertilizer added to a boreal forest Pinus banksiana Lamb. stand. Soil Sci. Soc. Amer. J.* 41:441-447.

Nair, V.D.; Prenzel, J. 1978. *Calculations of equilibrium concentration of mono- and polynuclear hydroxyaluminum species at different pH and total aluminum concentrations. Z. Pflanzenernehr. Bodenkd.* 141:741-751.

Overrein, L.N. 1972. *Sulphur pollution patterns observed; leaching of calcium in forest soil determined.* Ambio 1:145-147.

Plonski, W.L. 1974. *Normal yield tables (metric) for major forest species of Ontario. Ont. Min. Nat. Resour., Div. For.* 40 p.

Singh, B.R.; Abrahamsen, G.; Stuanes, A. 1980. *Effect of simulated acid rain on sulfate movement in acid forest soils. Soil Sci. Soc. Amer. J.* 44:75-80.

Soil survey staff. 1975. *Soil taxonomy. USDA Soil Conserv. Serv., Agric. Handb.* 436 p.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. *Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. Soil Sci.* 130:193-199.

Van Breemen, N. 1973. *Dissolved aluminum in acid sulfate soils and in acid mine waters. Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 37:694-697.

Mouvements ioniques dans les bassins terrestres du bassin versant de Turkey Lake Forest

J.A. Nicolson
Ministère de l'Environnement
Service canadien des forêts
Centre de recherches forestières des Grands-Lacs
Sault-Ste-Marie, Ontario

Résumé

Dans le bassin versant (1 100 ha) de Turkey Lake Forest, vingt petits affluents ayant des bassins variant entre 4 et 65 ha font l'objet d'observations afin d'évaluer leur contribution par ruissellement au système aquatique principal et de mesurer les changements chimiques globaux dans l'écosystème terrestre. Le débit des cinq cours d'eau dont il sera question ici variait entre 5,0 et 6,3 m^3/ha/an, la neige fondue constituant de 38 à 55 pour 100 de l'écoulement annuel total. Les cours d'eau qui drainent les sols minces situés pres de la source ont généralement un pH, une alcalinité et une conductivité moindres que les cours d'eau qui drainent les sols plus épais vers l'aval du bassin. Les affluents qui ont un important écoulement d'eau souterraine, comme le démontre leur profil de températures annuelles, ont les plus fortes alcalinités et des valeurs percole demeure plus longtemps en contact avec les sols et avec le matériau originel intact. Les apports d'azote (N) ont excédé les pertes dans quatre des cinq bassins; l'azote semble donc s'accumuler dans cet écosystème. Les pertes de cations principaux - calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), potassium (K^+), sodium (Na^+) - ont excédé les apports par précipitation dans tous les cas sauf pour ce qui est de K^+ dans un bassin. Les apports et les pertes de sulfate-soufre (SO_4^{2-} -S) s'équilibrent presque dans quatre bassins. Comme l'illustrent les valeurs de l'alcalinité, la contribution du bicarbonate a été plus importante pour équilibrer les pertes en cations dans les régions moins élevées où les sols sont plus épais tandis que le sulfate semble jouer ce rôle près de la source des cours d'eau, où les sols sont minces. Les variations chimiques entre les cours d'eau d'un bassin peuvent être importantes et certains secteurs sont sensibles à une charge accrue d'ions hydrogène (H^+).

Introduction

En 1979, un petit bassin versant (1 100 ha) a été choisi, parmi 100 autres, pour devenir le point principal d'un projet de recherches multidisciplinaires impliquant plusieurs organismes. Le bassin versant de Turkey Lake Forest, district d'Algoma, Ontario, est un des trois bassins étalonnés établis par le ministère de l'Environnement pour l'étude du transport à distance des polluants atmosphériques au Canada. Ont collaboré à l'étude en question des représentants de la Direction de la recherche sur les pêches du ministère des Pêches et Océans, du Service de l'environnement atmosphérique, de l'Institut national de recherche en hydrologie du Service de la conservation de l'environnement, du ministère des Ressources naturelles de l'Ontario ainsi que du Centre de recherches forestières des Grands-Lacs du Service canadien des forêts. Ces organismes, ainsi que d'autres collaborateurs à divers titres, étudient surtout les aspects des interactions air-terre-eau des pluies acides à deux points de vue: celui des effets des pluies acides sur les systèmes et celui de la modification des pluies acides par les systèmes. Le Centre de recherches forestières des Grands-Lacs étudie les aspects terrestres du bassin versant: sol forestier, biologie des arbres, hydrologie forestière.

Le bassin versant de Turkey Lake Forest contient une succession de quatre lacs, dont le dernier est le lac Turkey, qui se jette dans la rivière Batchawana puis dans le lac Supérieur. Situé à environ 60 kilomètres au nord de Sault-Ste-Marie, Ontario, le bassin versant se trouve dans une partie du Bouclier canadien dont la géologie est jugée sensible et la charge en acide atmosphérique, modérée.

La plus basse altitude dans le bassin est de 244 mètres, environ 60 mètres au-dessus du lac Supérieur et la plus haute est la montagne Batchawana, à la frontière nord, qui s'élève à 644 mètres. Les matériaux superficiels dans lesquels les sols surtout podzoliques se sont formés sont avant tout des tills d'ablation parsemés de blocs erratiques, d'épaisseur variable, généralement minces sur les crêtes et la partie supérieure des pentes et s'épaississant vers les dépressions. L'assise rocheuse est surtout constituée de roche verte et comporte deux petites étendues de granit: une près de Little Turkey Lake et l'autre au nord-est du lac Batchawana, lequel constitue la source du réseau. La végétation se caractérise généralement par une forêt vieillie (120-180 ans) d'érables à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) et de bouleaux 86 pour 100 et le bouleau jaune, 3,4 pour 100.

Le Service canadien des forêts s'efforce avant tout de suivre le cycle biogéochimique depuis la précipitation en passant par le couvert végétal et jusqu'au système pédologique puis aux cours d'eau qui drainent les petits bassins à l'intérieur du bassin versant principal. Notre exposé portera sur la qualité et la quantité d'eau de ces petits cours d'eau. Ceux-ci, de même que l'eau qui percole vers les eaux souterraines, constituent l'un des principaux apports de la partie terrestre du cycle de l'eau. Par ailleurs, la chimie et le débit de ces affluents, ainsi que les eaux souterraines et les précipitations, constituent un apport important pour les lacs et le réseau de cours d'eau du système aquatique principal. Par conséquent, les paramètres mesurés dans le cas des petits affluents servent un double but, à savoir le rendement final du système terrestre et l'apport au système aquatique principal.

Matériel et méthodes

À l'intérieur du bassin versant de Turkey Lake Forest, 20 petits bassins de 4 à 65 ha ont été échantillonnés (figure 1, cours d'eau 31 à 50). Les cours d'eau 31 à 39 se retrouvent aux altitudes inférieures du bassin, où les sols tendent à être le plus épais, les cours d'eau 40 à 46 se situent aux altitudes intermédiaires et les cours d'eau 47 à 50 se retrouvent dans la région qui constitue la source, où les sols sont minces.

Des parois de contre-plaqué ou de béton comportant des déversoirs formant un angle de 90 ou 120 degrés ont été installés dans 14 cours d'eau pour créer un réservoir et contrôler l'écoulement. Les niveaux d'eau, dans des puits de mesure faits de tuyaux d'aqueduc en métal, ont été enregistrés à l'aide d'enregistreurs automatiques Leupold-Stevens A-71. À l'aide de ces dispositifs ainsi que de mesures manuelles périodiques du débit, nous pouvons établir une relation où le niveau d'eau dans le puits suffit à obtenir des mesures précises et continues du débit de ces petits bassins. Les contrôles naturels n'étaient pas acceptables à cause des erreurs trop grandes que suppose la mesure de petits cours d'eau. Pour ce qui est des six derniers cours d'eau, soit qu'il s'agissait de cours d'eau intermittents ou qu'il était impraticable d'installer une paroi de contrôle. Ils ont fait l'objet de mesures manuelles périodiques afin d'en évaluer la contribution à l'écoulement. En raison du grand nombre de petits bassins terrestres, il est possible de surveiller non seulement la variabilité chimique naturelle dans le secteur, mais également d'étudier les raisons des différences chimiques et de définir différentes réactions aux précipitations acides et sur celles-ci.

Aux fins du présent exposé, cinq cours d'eau ont été choisis afin de fournir une indication préliminaire de la chimie et des conditions d'écoulement des affluents. Le cours d'eau 31 draine un bassin de sept hectares, dont les pentes sont modérément abruptes et comportent certains affleurements rocheux ainsi qu'une dépression formant étang au sommet. Le cours d'eau 34 draine 63 hectares, coule toute l'année et a de longues pentes douces qui permettent au percolat d'être plus longtemps en contact avec des sols passablement épais. Le cours d'eau 39 a un bassin de 17 hectares et des sols relativement épais; le profil annuel des températures indique une composante majeure en eau souterraine dans l'écoulement. Le cours d'eau 47, dont le bassin a quatre hectares, à des sols très minces et l'assise rocheuse granitique prévaut. Le cours d'eau 49 draine 19 hectares, comporte quelques sols et quelques surfaces plates, mais le temps de contact du percolat semble néanmoins bref. Les cours d'eau 31, 34 et 39 sont situés aux altitudes inférieures du bassin principal tandis que les cours d'eau 47 et 49 sont aux altitudes supérieures, dans la région où les lacs prennent leur source.

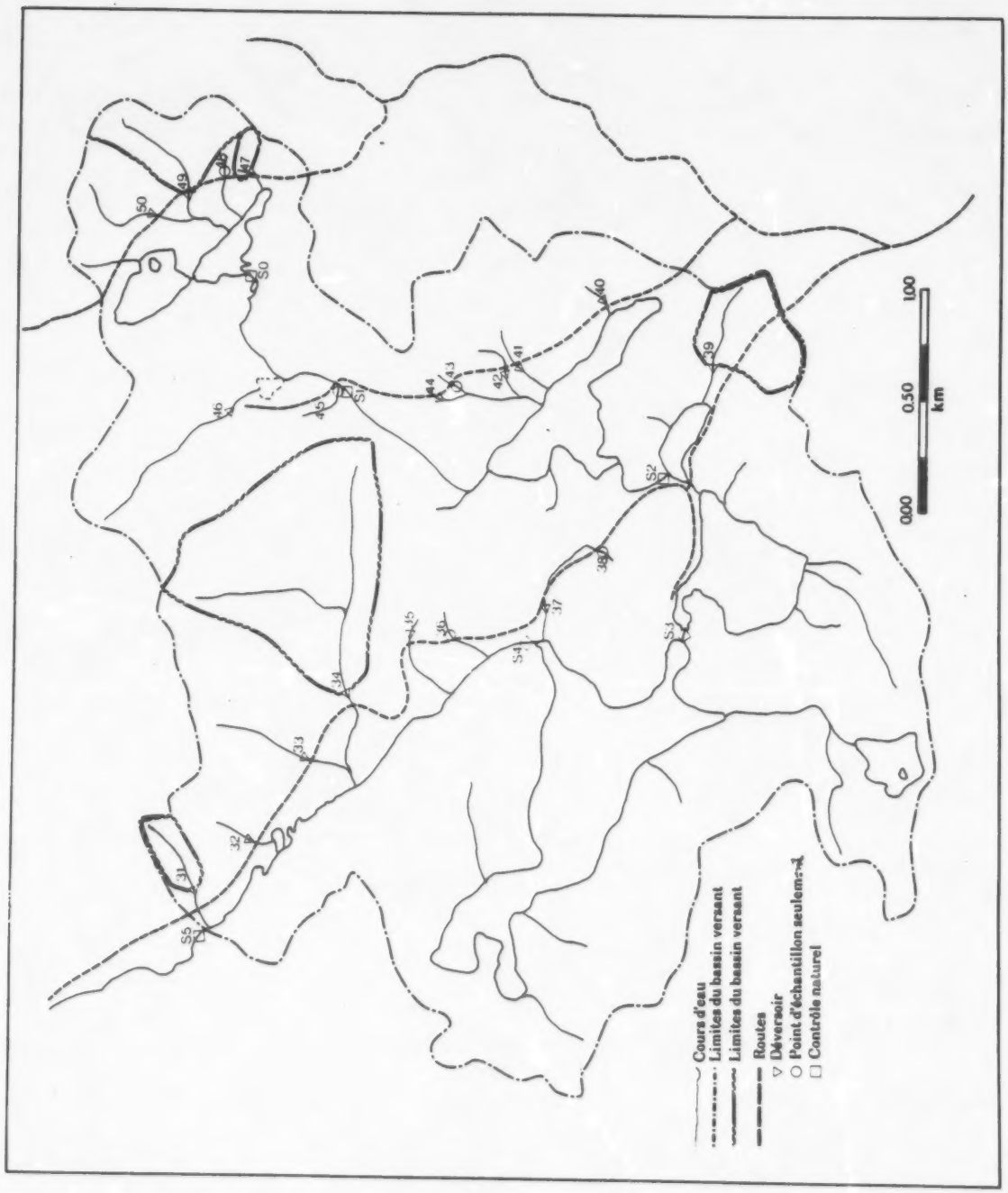


Figure 1. Modèle de drainage du bassin versant de Turkey Lake Forest

Les échantillons d'eau des cours d'eau sont recueillis chaque semaine quand la surface de l'eau n'est pas gelée, soit environ d'avril à décembre et toutes les deux semaines à six déversoirs chauffés et aux autres où l'eau demeure naturellement liquide pendant la période hivernale, soit de décembre à mars. Un échantillonnage intensif a également lieu chaque jour, si possible, pendant l'écoulement printanier.

La pluie est recueillie après chaque «manifestation» à une plate-forme spécialement construite dans un étang de castors à proximité de l'exutoire principal. Pendant l'hiver, des échantillons de neige fraîche sont recueillis toutes les deux semaines sur des tables à neige installées sur la neige accumulée. Ces mesures des précipitations, ajoutées aux mesures effectuées aux cours d'eau, servent à estimer les gains et les pertes nécessaires pour assembler les budgets d'eau et d'éléments nutritifs pour chaque petit bassin; ces budgets sont ensuite mis en relation avec les budgets globaux pour le bassin versant principal.

Au Centre de recherches forestières des Grands-Lacs, les analyss chimiques des échantillons sont effectuées à l'aide de l'équipement et des techniques ci-après: l'alcalinité est déterminée à l'aide d'un titrimètre automatique Metrohm 636, le pH, à l'aide d'un appareil Fisher-Accumet 750 à électrodes pour ions spécifiques et la conductivité à l'aide d'un appareil de Radiometer. Les formes d'azote (N) et de phosphore (P) ainsi que le sulfate-soufre (SO_4^{2-} - S), la silice (SiO_2) et les chlorures (Cl^-) sont analysés à l'aide d'un auto-analyseur Technicon modèle II-C$^+$. La teneur des autres ions majeurs calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), potassium (K^+), sodium (Na^+) est déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique Varian 1275.

Résultats et discussion

D'après les débits mesurés, qui variaient de 5,0 à 6,3 m^3/ha/an (tableau 1), la production d'eau des cinq bassins était semblable. La période de la fonte des neiges est la plus importante de l'année sous cet aspect: en 1981, de 38 à 55 pour 100 de l'écoulement annuel s'est produit pendant la période approximative de six semaines que dure l'écoulement printanier. Les moyennes pondérées avec le volume indiquent que les cours d'eau situés près des sources (47, 49) sont plus acides, comme l'illustrent des valeurs de pH de 1 à 1,5 unité inférieures à celle des trois autres cours d'eau. Les valeurs de la conductivité sont d'environ les deux tiers de celles des autres cours d'eau et les valeurs de l'alcalinité sont environ 14 fois plus basses que celles des autres cours d'eau, toutes ces données étant l'indice d'un pouvoir tampon réduit (tableau 1). Les valeurs de l'alcalinité reflètent l'importance de l'ion bicarbonate pour équilibrer les pertes en cations dans les cours d'eau 31, 34 et 39, mais leur contribution est très faible dans les cours d'eau situés près des sources (47, 49). Ces observations illustrent surtout le fait que les cours d'eau des altitudes inférieures (31, 34, 39) ont des sols plus épais et par conséquent un temps de contact plus long qui permet au sol de modifier la précipitation reçue. Les conditions de l'écoulement au printemps ne permettent peut-être pas ce temps de contact prolongé; toutefois, l'étude distincte de cette importante période fera l'objet d'une publication à venir.

Les cours d'eau dont une partie majeure du débit provient d'eaux souterraines, comme le démontre le profil annuel des températures (cours d'eau 39) ont les plus fortes alcalinités et les valeurs les plus élevées de certains ions majeurs, surtout parce que le percolat demeure plus longtemps en contact avec les sols et le matériel originel non altéré.

Tableau 1. Paramètres du débit et autres moyennes annuelles pour 1981 (pondérés avec le volume)

Cours d'eau	Débit ($m^3\ ha^{-1}\ an^{-1}$)	Pourcentage du débit dans l'écoulement printanier	pH	Conductivité (µS/L)	Alcalinité (µeq/L)
31	5,02	51	6,70	43	152
34	6,32	41	6,59	38	93
39	5,51	55	6,87	53	246
47	6,17	44	5,15	30	3
49	5,83	38	5,96	29	20

Les pertes en nitrate-azote (NO_3-N) sont inférieures aux apports des précipitations dans quatre des cinq bassins (tableau 2). Les forêts qui reçoivent d'importants dépôts atmosphériques de NO_3-N n'ont pas nécessairement de pertes importantes, comme c'est le cas, par exemple, au Coweeta Hydrologic Laboratory en Caroline du Nord, États-Unis, où les apports étaient de 5,39 kg/ha/an et les pertes de 0,16 (Swank et Douglas 1975) et à Walker Branch, Tennessee, États-Unis où les apports étaient de 13,0 et les pertes de 3,1 (Henderson et Harris 1975). À Hubbard Brood, au New Hampshire, États-Unis, on a signalé que les pertes en NO_3-N étaient faibles durant la saison de végétation; toutefois, lorsque l'absorption par les végétaux a cessé à l'automne, l'élimination dans les cours d'eau de NO_3-N a augmenté de façon marquée (Likens *et al.*, 1977). Les pertes en nitrate dépendent beaucoup plus des transformations microbiennes et de l'absorption par la végétation que du niveau des apports atmosphériques.

Tableau 2. Redistribution annuelle ($kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$) de l'azote pour 1981

		NO_3-N	NH_4^+-N	N Organique	Σ N
Apports					
Précipitation		6,10	3,22	2,43	11,75
Pertes					
Cours d'eau	31	5,24	0,081	1,74	7,06
	34	4,66	0,102	2,22	6,98
	39	4,53	0,091	1,99	6,61
	47	9,26	1,048	6,09	16,40
	49	4,17	0,107	1,99	6,27

Les pertes en ammonium-azote (NH^+_4-N) sont plus faibles que les apports dans les cinq bassins, les pertes en N organique s'approchent des valeurs des apports dans quatre bassins et excèdent les apports dans le cinquième et les pertes en N total excèdent les apports dans un bassin seulement. Il pourra être nécessaire de procéder à d'autres études du bassin 47 pour expliquer les quantités élevées de toutes les formes de N. Ce peut être simplement un problème de définition de la taille du bassin

dans une région accidentée aux pentes abruptes. Le débit et les valeurs des concentrations d'éléments sont semblables à celle des quatre autres bassins. La superficie est la seule autre variable dans les calculs.

Étant donné que les apports de N dans les précipitations excèdent les pertes dans l'écoulement dans la plupart des cas, N semble s'accumuler dans cet écosystème. Un cycle hermétique de N s'est maintenu dans cet écosystème non perturbé et le cycle interne de N a été considérablement plus grand que les quantités de N éliminées des bassins dans l'écoulement (Foster, Nicolson et Morrison, 1983).

Les pertes en cations basiques (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+) dans l'écoulement ont excédé les apports par les précipitations dans tous les bassins sauf dans le cas de K^+ dans le cours d'eau 49 (tableau 3). Cela indique une perte nette de ces ions par l'écosystème. L'origine des cations est incertaine. Le lessivage des éléments de la zone d'enracinement finit par se retrouver dans l'écoulement. Toutefois, l'écoulement comporte aussi des éléments lessivés du sol non saturé et saturé sous la zone d'enracinement et sur le matériau originel en contact avec l'eau souterraine.

Tableau 3. Redistribution annuelle (kg ha^{-1} an^{-1}) des ions pour 1981

		Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	H^+	SO_4^{2-}-S
Apports							
Précipitation		5,43	1,10	1,75	2,12	0,59	10,21
Pertes							
Cours d'eau	31	26,94	3,14	2,48	3,85	0,0010	11,89
	34	29,92	3,61	2,29	4,31	0,0016	14,99
	39	42,78	3,59	1,99	3,26	0,0007	13,92
	47	34,55	5,49	2,26	5,74	0,0614	31,09
	49	17,75	2,90	1,48	3,05	0,0064	12,29

Les pertes d'ions hydrogène (H^+) dans l'écoulement étaient notablement plus basses que les apports par la précipitation (tableau 3). Il y a donc accumulation de H^+ dans l'écosystème ou, inversement, diminution de l'acidité au contact de la précipitation avec la végétation et les composantes pédologiques du bassin versant.

Les pertes en (SO_4^{2-}-S) équilibrent presque les apports dans quatre des cinq bassins. Le cours d'eau 47, toutefois, diffère encore des autres, les pertes en SO_4^{2-}-S étant plus du triple des apports de la précipitation. Un accroissement des pertes en SO_4^{2-}-S dans le cours d'eau 47 a donné lieu à un important accroissement des pertes en cations. Une diminution de la quantité de SO_4^{2-} entrant dans l'écosystème forestier donnerait probablement lieu à une réduction des pertes de cations des bassins près des sources et à des pertes moins importantes des bassins situés aux altitudes inférieures.

Il peut y avoir une grande variabilité chimique entre les affluents terrestres à l'intérieur d'un bassin versant et certains secteurs peuvent être sensibles à une augmentation de l'acidité. La cueillette des données se poursuit et des études à venir accroîtront notre connaissance de cet important écosystème forestier.

Remerciements

L'auteur exprime sa gratitude pour l'aide apportée par monsieur A.W. Johns pour la cueillette des échantillons, par madame L. Chartrand et messieurs D. Kurilo et N. Seymour pour l'analyse chimique des échantillons et par monsieur D. Ropke pour l'analyse des données.

Ouvrages de référence

Foster, N.W.; Nicolson, J.A.; Morrison, I.K. 1984. Dépôts acides et redistribution des éléments dans les forêts de l'est de l'Amérique du Nord. *In* Compte rendu de la conférence internationale sur les pluies acides et les ressources forestières. 14-17 juin 1983. Québec.

Henderson, G.S.; Harris, W.F. 1975. *An ecosystem approach to the characterization of the nitrogen cycle in a deciduous forest watershed.* Pages 179-193 *in* B. Bernier et C.H. Winget,

Ed. Forest Soils and Forest Land Management, Les Presses de l'Université Laval, Québec.

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. 1977. *Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York.* 146 p.

Swank, W.T.; Douglas, J.E. 1977. *Nutrient budgets for undisturbed and manipulated hardwood forest ecosystems in the mountains of North Carolina.* Pages 343-364 *in Watershed Research in Eastern North America.* Vol. 1. *Smithsonian Institution, Chesapeake Bay Center for Environmental Studies, Edgewater, Maryland.*

Interaction entre les anions mobiles et l'aluminium dans un podzol mince

S. Ingvar Nilsson
Département de recherches sur l'écologie et l'environnement
Université des sciences agricoles de Suède
S-750 07 Uppsala, Suède

Introduction

Les propriétés chimiques de l'aluminium jouent un rôle important dans l'acidification des sols et des eaux douces. Plusieurs composés et complexes dissous agissent comme tampons protoniques (Ulrich *et al.* 1979). De fortes concentrations d'aluminium peuvent aussi avoir des effets toxiques dans les cours d'eau et les lacs qui ont un faible niveau d'autres électrolytes dissous (Baker et Schofield 1980; Muniz et Leivestad 1980). L'on a même affirmé que ces effets pouvaient se retrouver dans des sols naturellement acides même si les organismes habitant ces sols devaient être adaptés aux conditions acides (Ulrich *et al.* 1979; Ulrich 1983, mais voir Abrahamsen 1983). Les mécanismes de libération et de transport de l'aluminium présentent manifestement un grand intérêt à la fois pour comprendre les raisons précises des fortes concentrations d'aluminium constatées dans de nombreuses eaux douces acides et pour procéder à des recherches au sujet des effets possibles sur la faune et la flore des sols.

Dans le présent article, nous présentons des données qui illustrent l'importance de différents anions pour la concentration d'aluminium trouvée dans la solution du sol d'un podzol mince sous une forêt est située dans le bassin du L. Gårdsjön (58°04' N, 12°03' E). Le bassin a fait l'objet d'études intensives depuis 1979, dans le cadre d'un projet de recherches intégrées sur le problème de l'acidification du sol et du lac à la fois au point de vue biogéochimique et biologique (Andersson et Olsson éd., 1984).

Description du site

L'aire de drainage du L. Gårdsjön est de 74,3 ha et le lac lui-même couvre 31,2 ha. Le sol morainique a une teneur en argile variant entre 4 et 11 % (Melkerud 1983). Il s'agit de podzol ferro-humique ou d'un podzol ferrique, le profil dépendant de la topographie et du régime hydrologique concomitant. La profondeur moyenne du sol n'est que de 50 cm, et il y a souvent absence d'horizon C typique, ce qui signifie que l'horizon B inférieur est en contact direct avec l'assise rocheuse, laquelle est dominée par les granits et les gneiss avec certaines inclusions de granodiorite. La végétation arborescente est dominée par l'épinette de Norvège (Picea abies). Parmi les autres espèces, il y a le pin d'Écosse (*Pinus silvestris*) et le bouleau (*Betula verrucosa*). Les dépôts annuels courants (mouillés plus secs) de soufre et d'azote sont respectivement de 24,8-31,1 kg.ha^{-1} et de 16,2-22,6 kg.ha^{-1} (Grennfelt *et al.* 1984). Le pH moyen dans le lac est de 4,7 et la concentration moyenne d'aluminium est de 11 M (Grennfelt et al. 1984).

Méthodes sur le terrain et en laboratoire

Les données sur la solution du sol proviennent de l'analyse chimique de lessivats de lysimètre. Les lysimètres sont constitués de carottes de sol intact de longueur variable (5, 15, 35 et 55 cm) enfermées dans des cylindres de plexiglas. La couverture morte est incluse, mais les cylindres ne contiennent aucune plante vasculaire. Outre l'aluminium, plusieurs autres composés dissous sont étudiés, dont certains métaux lourds et le carbone organique. L'aluminium est réparti en espèces organiques et minérales à l'aide de la technique d'échange ionique mise au point par Driscoll (1980 a,

b). Pour de plus amples détails au sujet des méthodes en laboratoire et sur le terrain, se reporter à Nilsson et Bergkvist (1983).

Résultats et discussion

Nilsson et Bergkvist (1983) ont démontré récemment que la mobilité de l'aluminium dans le sol est régie par deux processus distincts:

— La formation d'espèces organiques dissoutes dans l'horizon A (profondeur du sol: 5 cm et 15 cm). Ces complexes organiques sont dans une large mesure précipités dans la partie supérieure de l'horizon B (profondeur du sol: 35 cm). Des corrélations hautement significatives se constatent entre la concentration d'aluminium organique et la concentration de carbone organique dissous à chacune des quatre profondeurs de sol.

— La formation d'espèces minérales dissoutes qui gagnent en importance à mesure que la profondeur du sol s'accroît. Il y a de forts indices à l'effet que les sulfates d'aluminium basiques ont un effet tampon sur la concentration d'aluminium dans la partie inférieure de l'horizon B (profondeur du sol: 55 cm), ce qui semble aussi être le cas dans des nappes aquifères superficielles (Grennfelt et al. 1984).

L'article précédent sur l'étude au lysimètre était fondé sur des données recueillies durant la période comprise entre juillet 1980 et septembre 1981, alors qu'aucune analyse des nitrates n'avait été effectuée. Ces analyses ont débuté en 1982.

J'expose ici, de façon toute particulière, l'importance de la production de nitrate et du transport de nitrate pour la mobilité de l'aluminium.

Tableau 1. pH et concentration de complexes d'aluminium organique (Al_o), de complexes d'aluminium métallique (Al_i), de sulfate et de nitrate. Valeurs moyennes ± SD pour 1982.

Profondeur du sol cm	pH	Al_o	Al_i	SO_4^{2-}	NO_3^-
			µM		
5	4,2 ± 0,2	5 ± 3	1 ± 1	277 ± 142	89 ± 74
15	4,2 ± 0,2	30 ± 19	13 ± 16	177 ± 75	52 ± 32
35	4,2 ± 0,2	20 ± 12	49 ± 23	202 ± 55	23 ± 24
55	4,6 ± 0,3	12 ± 6	112 ± 59	259 ± 84	243 ± 293

Le tableau 1 donne certaines informations de base au sujet des concentrations moyennes de certains composés dissous. La répartition selon la profondeur des différentes formes d'aluminium et celles des nitrates sont tout particulièrement à noter. En un certain nombre d'occasions, lors de l'échantillonnage, la concentration de nitrate dans les lessivats provenant de la partie inférieure de l'horizon B s'est élevée considérablement. Comme les sommets en nitrate étaient dans une large mesure confinés à cette partie du sol, ils semblent être le résultat de la nitrification plutôt que d'une influence directe quelconque des dépôts atmosphériques d'azote. Il y a une corrélation positive entre la concentration d'azote et l'aluminium minéral, comme l'illustre la figure 1, où l'on constate aussi une corrélation négative entre l'aluminium minéral et le sulfate à la même profondeur de sol. L'on a

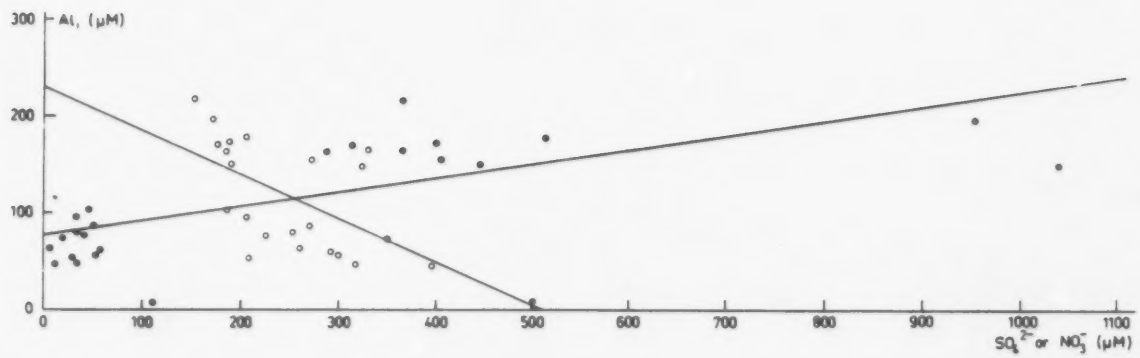


Figure 1. Tracé linéaire de la concentration de sulfate en regard de la concentration d'aluminium minéral (Al_i), cercles ouverts, et de la concentration de nitrate en regard de la concentration d'aluminium minéral, cercles fermés. Les données proviennent de lessivats de lysimètre recueillis de la partie inférieure de l'horizon B (profondeur du sol: 55 cm).

$C_{Al_i} = 228.68 - 0.45CSO_4^{2-}$ $R^2 = 0.42$ $p < 0.001$
$C_{Al_i} = 75.58 + 0.15C_{NO_3^-}$ $R^2 = 0.54$ $p < 0.001$
C_{Al_i} etc. désigne la concentration exprimée en μM.

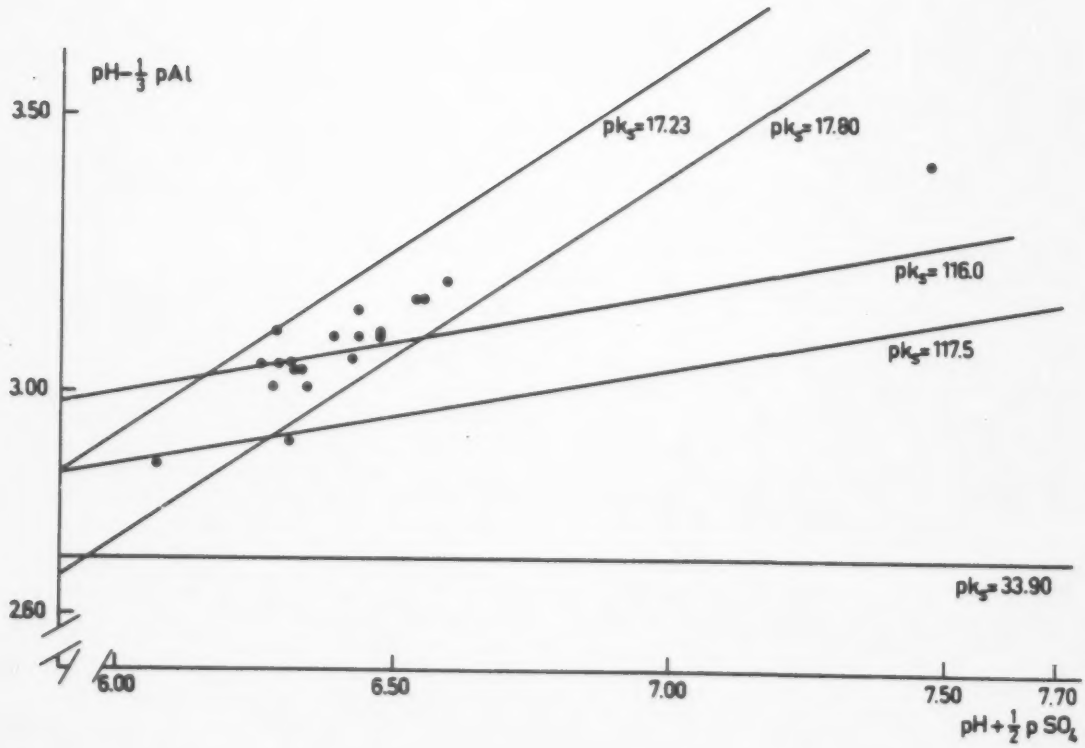


Figure 2. Le potentiel d'acide sulfurique, $pH + 1/2pSO_4$, en regard du potentiel d'aluminium, $pH - 1/3pAl$. Les calculs sont basés sur des données provenant de lessivats du même horizon B que dans la figure 1. Sont également illustrées un certain nombre de lignes d'équilibre et de valeurs de pK_s:

1. Gibbsite, $Al(OH)_3$, $pK_s = 33,90$ (May et al., 1979)
2. Basaluminite, $Al_4(OH)_{10}SO_4$, $pK_s = 117,5$ ou $pK_s - 116,0$ (Singh et Brydon 1969, 1970).
3. Jurbanite, $Al(OH)SO_4$, $pK_s = 17,23$ (van Breemen 1973) ou $pK_s = 17,80$ (Nordstrom 1982).

souvent répété que l'un des principaux effets de «pluies acides» est un accroissement du lessivage des cations, y compris des complexes hydroxyaluminium minéraux, en raison d'un flux accru d'anions mobiles, parmi lesquels le sulfate joue un rôle essentiel (Seip 1980). Les graphiques de la figure 1 peuvent donc sembler confus à première vue, mais s'expliquent si un sulfate d'aluminium basique est l'une parmi plusieurs sources d'aluminium et si les protons formés lors du processus de nitrification libèrent des quantités additionnelles d'aluminium, par exemple à partir de gibbsite ou de minéraux secondaires comme la kaolinite.

L'activité du sulfate et de l'aluminium trivalent a été estimée selon la description donné par Nilsson et Bergkvist (1983) et le potentiel d'acide sulfurique ($pH + 1/2pSO_4$) a été illustré en regard du potentiel d'aluminium ($pH - 1/3pAl$), comme l'illustre la figure 2. Cette figure illustre aussi les lignes d'équilibre pour un certain nombre de composés, leur formule stoechiométrique et les valeurs de pK_s signalées. Selon l'impression générale retenue de la figure 2, tous les points sont à l'intérieur des champs de stabilité des quatre sulfates d'aluminium basiques et la gibbsite a une importance mineure comme tampon de la concentration d'aluminium, ce qui n'exclut pas la possibilité qu'il puisse s'agir d'une des autres sources d'aluminium.

Conclusions

Selon cette étude, un potentiel élevé de nitrification dans un sol acide a des incidences sur la concentration en aluminium dans la solution du sol. L'on doit toutefois souligner que les données présentées ici doivent être traitées avec prudence étant donné que les flux ioniques dans les lysimètres ne sont pas influencés par l'absorption radiculaire. La situation expérimentale ressemble donc, dans une certaine mesure, à la situation obtenue après une coupe rase. Les résultats soulèvent certaines spéculations intéressantes pour l'avenir. Il y a actuellement une augmentation constante des dépôts atmosphériques d'azote principalement pour ce qui est des nitrates, dans de nombreuses parties de l'Europe et de l'Amérique du Nord (Likens et al. 1980; Rodhe 1982) tandis que les dépôts de soufre semblent demeurer constants ou même diminuer.

Par conséquent, il n'est pas déraisonnable de prévoir que, dans l'avenir, la production de nitrate provenant de certains écosystèmes forestiers sera substantiellement plus grande que de nos jours. Les écosystèmes en question seraient ceux qui ont déjà une disponibilité élevée d'azote dans le sol et un potentiel élevé de nitrification. L'on peut également prévoir que l'accroissement de la production de nitrate sera particulièrement prononcé après une coupe rase (Wiklander 1981; Vitousek 1981; Vitousek et al. 1982). Dans les sols acides comportant des composés d'aluminium facilement mobilisables comme des sulfates d'aluminium basiques, il pourrait aussi y avoir augmentation de l'aluminium libéré.

Ouvrages de référence

Andersson, F.; Olsson, B. (éds.). 1984. *Lake Gårdsjön - An Acid Forest Lake and its Catchment. - Ecological Bulletins 37, Stockholm: The Swedish Natural Science Research Council.*

Abrahamsen, G. 1983. *Sulphur pollution: Ca, Mg, and Al in soil and soil water and possible effects on forest trees. - In* Ulrich, B. et Pankrath J. (éd.). *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems.* Pages 207-218. *Dordrecht: D. Reidel Publishing Company.*

Baker, J.P.; Schofield, C.L. 1980. *Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. In* Drablos, D. et Tollan, A. (éd.). *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.* Norvège 1980, Projet SNSF. Pages 292-293. As-NLH: Projet SNSF.

van Breemen, N. 1973. *Calculation of ionic activities in natural waters.* Geochim. et. Cosmochim. Acta 37:101-107.

Driscoll, C.T. 1980a. *Chemical characterization of some dilute acidified lakes and streams in the Adirondack region of New York State* - Thèse de Ph. D., Ithaca, New York, Université Cornell.

Driscoll, C.T. 1980b. *Aqueous speciation of aluminium in the Adirondack region of New York State, USA. In* Drablos, D. et Tollan, A. (éd.). *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.* Norvège 1980, Projet SNSF. Pages 214-215. As-NLH, Projet SNSF.

Grennfelt, P.I.; Larsson, S.; Leyton, P.; Olsson, B. 1984. *Atmospheric deposition to the lake Gårdsjön area. In* Andersson, F. et Olsson, B. (éds.). *Lake Gårdsjön - An Acid Forest Lake and its Catchment.* Ecol. Bull. 37, Stockholm, *Swedish Natural Science Research Council.*

Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Eaton, J.S. 1980. *Variations in precipitation and stream water chemistry at the Hubbard Brook experimental forest during 1964 to 1977. In* Hutchinson, T.C. et Havas, M. (éd.). *Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems.* Pages 443-464. New York, *Plenum Publishing Corporation.*

May, H.M.; Helmke, P.A.; Jackson, M.L. 1979. *Gibbsite solubility and thermodynamic properties of hydroxy-aluminium ions in aqueous solution at 25° C. - Geochim. Cosmochim Acta* 43:861-868.

Melkerud, P.A. 1983. *Quaternary deposits and bedrock outcrops in an area around lake Gårdsjön, southwestern Sweden, with physical mineralogical and geochemical investigations. - Reports in Forest Ecology and Forest Soils 44 Uppsala: Department of Forest Soils, Swedish University of Agricultural Sciences.*

Muniz, I.P.; Leivestad, H. 1980. *Toxic effects of aluminium on the brown trout, Salmo trutta L. In* Drablos, D. et Tollan, A. (éd.). *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.* Norvège 1980, Projet SNSF. Pages 320-321. As-NLH: Projet SNSF.

Nilsson, S.I.; Bergkvist, B. 1983. *Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podzol on the Swedish westcoast. Water, Air and Soil Pollut.* 20:311-329.

Nordstrom, D.K. 1982. *The effect of sulphate on aluminium concentrations in natural waters: some stability relations in the system Al2O3, SO3, H2O at 298 K. Geochim. Cosmochim. Acta* 46:681-692.

Rodhe, H. 1982. *Emission, transport, deposition. In* Persson, G. (éd.) *Acidification Today and Tomorrow.* Pages 36-49. Stockholm: Ministère de l'agriculture de Suède.

Seip, H.M. 1980. *Acidification of fresh water - sources and mechanisms. In* Drablos, D. et Tollan A. (éd.). *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.*, Norvège 1980, Projet SNSF. Pages 358-366. As-NLH: Projet SNSF.

Singh, S.S.; Brydon, J.E. 1969. *Solubility of basic aluminium sulphates at equilibrium in solution and in the presence of montmorillonite. Soil Sci.* 107:12-16.

Singh, S.S.; Brydon, J.E. 1970. *Activity of aluminium hydroxy sulfate and the stability of hydroxy aluminium interlayers in montmorillonite.* Revue canadienne de la science du sol. 50:219-225.

Ulrich, B. 1983. *Soil acidity and its relations to acid deposition. In* Ulrich, B. et Pankrath, J. (éd.). *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems.* Pages 127-146. *Dordrecht, D. Reidel Publishing Company.*

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1979. *Deposition von Luftverun-reinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Frankfurt am Main, J.D. Sauerländers Verlag,* 291 p.

Wiklander, G. 1981. *Rapporteur's comments, Clearcutting and the nitrogen cycle, Heterogenous nitrogen leaching after clearcutting. In* F.E. Clark et T. Rosswall (éd.). *Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecological Buttering* 33:642-647. *Stockholm: The Swedish Natural Science Research Council*

Vitousek, P.M. 1981. *Clearcutting and the nitrogen cycle. In* F.E. Clark et T. Rosswall (éd.). *Terrestrial Nitrogen Cycles, Ecological Bulletins* 33:631-642. *Stockholm: The Swedish Natural Science Research Council.*

Vitousek, P.M.; Gosz, J.R.; Grier, C.C.; Melillo, J.M.; Reiners, W.A. 1982. *A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. Ecol. Monographs* 52:155-177.

Incidences des polluants atmosphériques sur les sédiments lacustres depuis 1940

M. Ouellet et H.G. Jones
Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)
Université du Québec
Sainte-Foy (Québec)

Résumé

L'évolution géochimique des sédiments les plus récents de quatre lacs d'eau douce, les lacs Tantaré, Bec Croche, Laflamme et Gemma, situés à la limite sud des hautes-terres Laurentiennes du bouclier canadien à proximité de Québec, nous a permis de reconstruire la dynamique passée de l'acidification des précipitations dans la région étudiée. Bien qu'il n'y ait aucune activité anthropique majeure dans les bassins versants, on constate que les concentrations de Pb, Zn, Hg, Ni et Cu dans les sédiments ont augmenté de manière significative depuis 1940. Toutefois, la baisse de la concentration stratigraphique de Zn et de Hg après 1960 dans le lac Tantaré, qui est acidifié, et dans les trois autres lacs non acidifiés, est sans doute le fait d'une diminution importante des émissions globales de particules colloïdales dans l'atmosphère résultant des nouvelles technologies et de l'emploi de sources d'énergie moins polluantes. Nous avons évalué qu'en 1940, le transport atmosphérique des métaux lourds était proche de son niveau naturel et que le pH des précipitations était de 5,6. Il est prouvé que le pH a baissé dans la région à un taux variable au cours des 40 dernières années pour atteindre la faible valeur de 4,2 en 1980. Une deuxième carotte prélevée dans un bassin enfoui (17,5 m) du lac Tantaré révèle une progression stratigraphique différente de plusieurs paramètres géochimiques par rapport à la carotte prélevée dans une station moins profonde (5 m). À propos du site plus profond partiellement anoxique, la baisse de Al et de Si qui est allée de pair avec l'augmentation de C dans l'intervalle stratigraphique de 0 à 10 cm semble être le résultat de processus d'acidification des eaux de surface. L'augmentation de C peut être attribuée à la lenteur des processus de minéralisation de la matière organique et à la hausse du rythme de floculation de la matière organique dans la tranche d'eau. Par ailleurs, la réduction de Si (Si biogène) pourrait bien avoir un rapport avec la réduction de la communauté phytoplanctonique (diatomées), ce qui expliquerait également la haute transparence inhabituelle (11 m) du lac. La teneur variable de Al dans l'intervalle supérieur de 0 à 10 cm est sans doute le fruit de processus chimiques qui facilitent sa mobilité.

La neige indicatrice de la pollution atmosphérique par le fluor

M. Ouellet et H.G. Jones
Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau)
Université du Québec
Sainte-Foy (Québec)

Résumé

Au cours du mois de mars 1978, 344 échantillons de neige de la région du Saguenay-Lac St-Jean (Québec) ont été analysés sous le rapport de leur teneur en fluor (F^-, $\mu g\ L^{-1}$). Les concentrations d'échantillons isolés variaient entre <20 à 50 000 $\mu g\ L^{-1}$ avec une valeur moyenne de 925 $\mu g\ L^{-1}$. Les sources majeures d'émissions polluantes dans cette région sont deux alumineries (Alma et Arvida) qui produisent respectivement 74 000 et 435 000 tonnes d'aluminium par an. La distribution approximative des retombées, que l'on peut définir comme la région située autour des alumineries contenant de la neige affichant des concentrations de F^- >50 $\mu g\ L^{-1}$, recouvre 3 000 km^2. Bien que les résultats de cette étude portent sur le transport sur de courtes à moyennes distances de F^- dans l'atmosphère, l'étude fait ressortir le besoin d'entreprendre des recherches sur le transport à grande distance de F^-, qui est un important polluant de l'environnement. Ces recherches doivent être réalisées conjointement avec d'autres polluants anthropiques à l'aide des méthodes analytiques chimiques courantes relatives à F^- avec un seuil de détection proche de 1 $\mu g\ L^{-1}$.

Introduction

Depuis dix ans, un grand nombre de publications sont parues sur les divers aspects des incidences sur l'environnement des émissions polluantes atmosphériques. À titre d'exemple, on peut citer le grand nombre d'articles portant sur l'acidification des eaux de surface provoquée par les émissions atmosphériques de soufre et d'oxydes d'azote (Drablos et Tollan, 1980; Ouellet et Jones, 1983). Par ailleurs, il semble que l'impact du fluor sur l'environnement ait été quelque peu négligé. Cela semble paradoxal étant donné que la pollution par le fluor se classe en tête des grands problèmes de pollution, au même titre que la pollution par les oxydes de soufre et d'azote et par l'ozone (Marier, 1972). Certains des charbons américains et allemands dont on se sert dans les centrales électriques thermiques contiennent jusqu'à 500 $mg\ kg^{-1}$ de fluor et peuvent donner des précipitations contenant jusqu'à 14,1 $mg\ L^{-1}$ de fluor (Tourangeau *et al.*, 1977; Garber, 1970). Aux États-Unis, l'EPA (1972) a estimé que vers la fin des années 1960, les industries américaines émettaient chaque année dans l'atmosphère plus de 150 000 t de fluor soluble. Une récente étude (Galloway *et al.*, 1980), réalisée dans le cadre du *National Atmospheric Deposition Program*, et portant plus spécifiquement sur les substances toxiques des dépôts atmosphériques, ne mentionnait même pas le fluor. En fait, la plupart des études sur le fluor portent sur les divers aspects de la santé de l'homme, de l'animal et des végétaux (Gabovich et Ovrutskiy, 1970; OMS 1970; NAS 1971; Rose et Marier, 1977; Waldbott *et al.*, 1978).

La majeure partie du fluor dissous dans les eaux de surface provient du fluor que contiennent les précipitations atmosphériques. Ce fluor provient de trois grandes sources : 1) l'activité volcanique; 2) les émissions industrielles et 3) la mer. Au Canada, 56 % (8 000 t) des émissions atmosphériques annuelles de fluor (14 220 t) proviennent de l'industrie de l'aluminium (Environnement Canada, 1976).

Dans la province de Québec, l'apport de ce secteur industriel aux émissions atmosphériques de fluor s'élève à 6 870 $t\ an^{-1}$ (MEQ, 1979), soit environ 90 % du total. La cryolithe (Na_3AlF_6) est utilisée comme agent de fusion dans le traitement électrolytique de l'aluminium. À la température de fusion du métal, certains fluors sont volatilisés et s'échappent dans l'atmosphère.

Description du site

Dans la région du Saguenay-Lac Sait-Jean, on dénombre trois alumineries qui appartiennent à la Société Alcan et sont exploitées par elle et dont la production potentielle est proche de 700 000 t an^{-1}. L'usine d'Arvida, la plus grosse du monde, a une capacité de production de 435 000 t an^{-1}, alors que celle d'Alma (Île Maligne) produit 74 000 t par an. Ces deux usines sont ouvertes depuis plusieurs dizaines d'années. L'usine de Grande-Baie est la plus récente du Canada et elle émet de moindres quantités de fluor dans l'atmosphère que les usines d'Arvida et d'Alma. Elle est entrée en service en 1981 et a une capacité de production annuelle maximum de 189 000 t. L'énergie qu'il faut pour exploiter ces trois usines d'aluminium est fournie par six stations hydro-électriques de la région du Saguenay-Lac Saint-Jean qui produisent au total 2 700 MW d'électricité, ce qui équivaut à environ 10 % du total de l'énergie hydro-électrique produite au Québec (à l'exclusion du Québec-Labrador qui produit 4 500 MW de plus).

Méthodes

En mars 1978, 344 échantillons de neige ont été recueillis dans une région de 4 500 km^2 située dans les basses terres régionales du Saguenay entre la rive orientale du Lac Saint-Jean et la baie de Ha! Ha! (figure 1). Chaque site était à ciel ouvert et distant des grandes artères à la fois en zone urbaine et rurale. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un petit godet en plastique, mis dans des sacs en plastique et conservés congelés (-20°C) jusqu'à ce qu'on les fasse fondre en laboratoire. La teneur en fluor (F^-) de chaque échantillon a été évaluée au moyen d'un analyseur d'ions (Orion Research, modèle 801A) conjugué à une électrode sélective de F^- (Orion, modèle 94-09 (EPA 1974)). Le seuil de détection de la méthode est de 20 µg kg^{-1} et la reproductibilité des résultats est de ± 2 %.

Résultats

La teneur en F^- de la couverture de neige (figure 1) reflète le diagramme des retombées de F^- des usines d'Arvida et d'Alma. La teneur moyenne en F^- est de 925 µg L^{-1}; un maximum de 23 mg L^{-1} a été enregistré à proximité des deux usines au mois de mars sur un site qui, durant une expédition d'échantillonnage préliminaire au mois de février, avait affiché une concentration maximale de 50 mg L^{-1}. Le territoire des retombées (3 000 km^2) s'étend d'ouest en est à cause des vents d'ouest qui prédominent dans cette région et de la présence de hautes terres (< 200 m) immédiatement au nord et au sud de la zone d'échantillonnage.

Il est possible d'établir une corrélation partielle entre ces résultats et ceux des études phytosociologiques de Leblanc *et al.* (1971, 1972); ces chercheurs ont démontré que les communautés de lichens et de mousses subissaient des effets délétères jusqu'à 12 km au nord des usines d'aluminium. En outre, la fluorose des bovins laitiers existe dans cette région depuis 1951 et la Société ALCAN a versé environ 3 millions de dollars aux agriculteurs de la région pour les dédommager de leurs pertes de production (MEQ, 1979).

Malheureusement, les incidences globales sur l'environnement de ces émissions de fluor dans l'atmosphère, qui ont débuté en 1926, demeurent essentiellement inconnues. Les premières études dendrochronologiques débutent à peine dans la région représentée à la figure 1 en vue d'évaluer s'il y a des effets délétères sur la croissance des arbres. Aucune étude n'a été entreprise pour évaluer la menace que cela représente pour la santé des populations qui vivent ou qui ont vécu dans la région polluée.

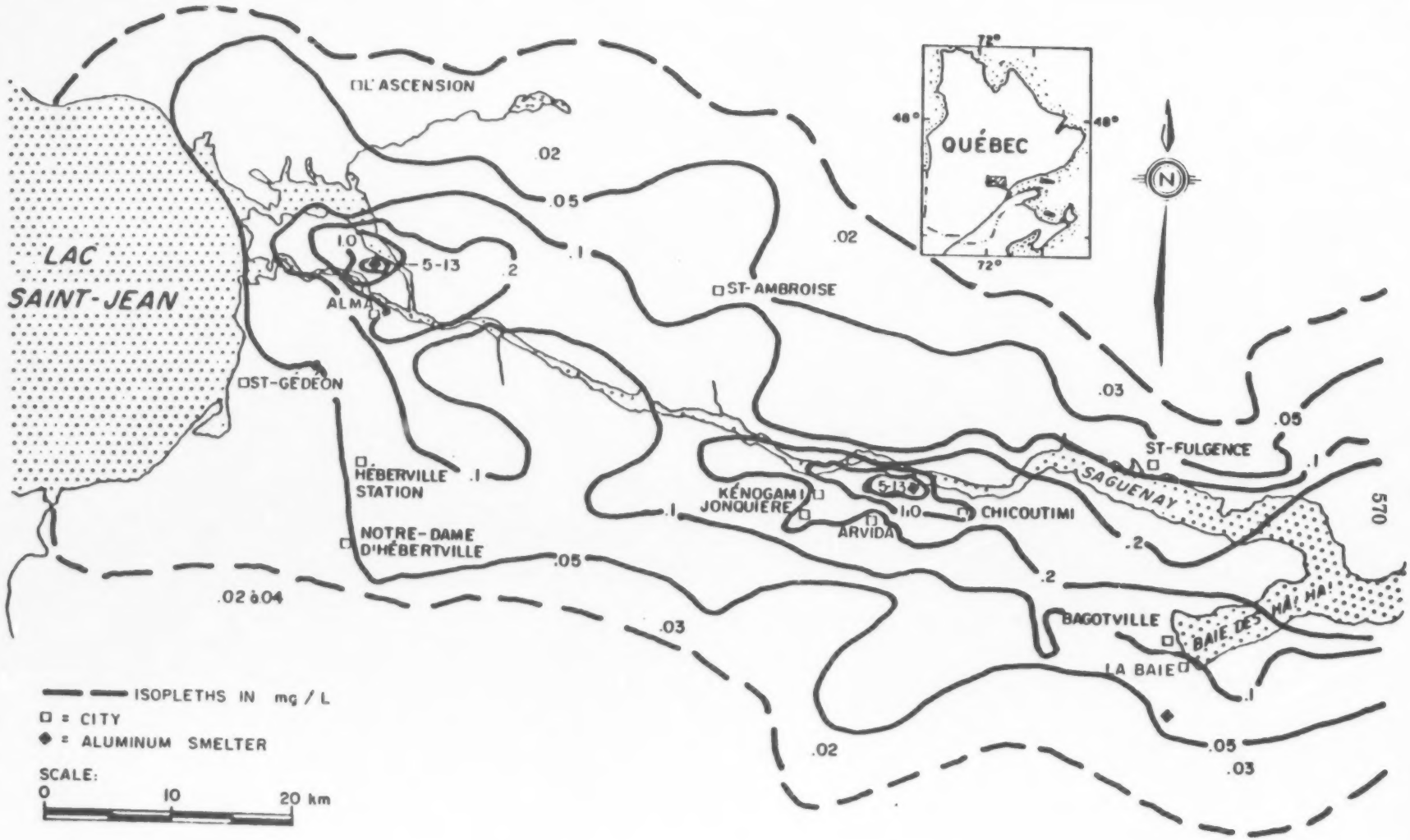


Figure 1. Distribution de fluor dans la neige dans la région du Saguenay – Lac Saint-Jean, au Québec, pour le mois de mars 1978.

Il faut noter toutefois que depuis 1972, l'installation progressive de dispositifs antipollution à Arvida et à Alma a sensiblement contribué à réduire les émissions de fluor. La nouvelle usine de Grande-Baie, qui est entrée en service en 1981, semble produire des émissions moins polluantes (Bouchard *et al.*, 1981; Paquet, 1983).

Le territoire des retombées représenté à la figure 1 est le résultat caractéristique d'une étude de cas sur le transport à courte distance d'un polluant atmosphérique dont les sources ponctuelles sont facilement identifiables. Il est impossible de comparer ce transport au transport atmosphérique à grande distance de polluants acides comme SO_4^{2-} et NO_3^- dont les sources ponctuelles sont variées et qui sont transportés sur des distances de l'ordre de plusieurs milliers de kilomètres.

Le caractère toxique des ions fluor soulève toutefois deux questions : premièrement, les usines d'aluminium, briqueteries et centrales électriques des zones industrialisées peuvent-elles contribuer au transport à grande distance du fluor à l'échelon continental? Et deuxièmement, les concentrations de F^- après son transport sur d'aussi longues distances sont-elles suffisamment élevées pour qu'on ait lieu de s'en préoccuper. On sait très peu de choses sur la chimie du fluor dans l'environnement et les données sur les réserves et les déplacements de cet élément dans les cycles globaux sont très éparses. Le tableau 1 indique l'abondance absolue et l'abondance relative (Al = 1) des éléments associés essentiellement aux réservoirs lithologiques (Al, Fe, Ca; sol, roches, charbon), aux réservoirs hydrologiques (Ca, Cl; eau douce et eau de mer) et aux réservoirs atmosphériques (précipitations, air) dans les cycles chimiques globaux. Ce tableau indique clairement la façon dont le chlorure est enrichi dans l'atmosphère et l'hydrosphère par rapport aux réservoirs lithologiques et nous révèle que la principal cheminement de cet élément est le transport atmosphérique, ainsi que le transport dans les précipitations et les eaux de surface entre le compartiment continental et les masses océaniques.

Bien que nous n'ayons aucune donnée comparable sur le niveau de fond moyen de F^- dans les précipitations, il est possible de l'estimer en considérant les origines respectives et les caractéristiques chimiques des aérosols de Cl^- et F^- dans le réservoir atmosphérique. De cette façon, il devient possible d'évaluer le taux d'élimination moyen des ions fluor (le taux moyen apparent d'élimination des ions Cl^- calculé au tableau 1 est de $2{,}78 \times 10^5$). Si nous partons de l'hypothèse que la source de F^- dans l'atmosphère est l'eau de mer et que les phénomènes qui donnent lieu aux aérosols de Cl^- donnent lieu également aux aérosols de F^-, on peut dès lors penser d'après les concentrations respectives de Cl^- et de F^- dans l'eau de mer que le niveau de fond moyen de F^- provenant de cette source dans l'atmosphère est de 0,12 ng m^{-3}. Cette valeur est bien plus proche de la valeur moyenne que l'on retrouve en Europe (1,5 ng m^{-3}) qui subit nettement plus l'influence des vents maritimes que celle des masses d'air continental du nord-est de l'Amérique (10-400 mg m^{-3}). Cela porte à croire que le constituant anthropique de la charge totale de fluor dans l'atmosphère de cette dernière région constitue l'élément dominant. Les aérosols contenant du fluor n'ont peut-être donc aucune ressemblance avec les aérosols de chlorure et leurs caractéristiques d'élimination respectives peuvent être différentes. Toutefois, si F^- est émis comme un aérosol submicron dans un milieu acide, il a tendance à s'associer davantage avec les aérosols de sulfate et de nitrate acides qu'avec les particules d'argile où il pourrait se fixer sous forme non échangeable par le remplacement des groupes OH. Ce dernier processus entraînerait le transport sur de courtes à moyennes distances de F^- autour des sources ponctuelles plutôt que son transport à plus grande distance. En revanche, le fluor soit associé à des aérosols acides submicron (NH_4^+, SO_4^{2-}, H^+, NO_3^-) soit en phase vapeur (HF) peut être transporté sur de grandes distances et, en cas d'événements de précipitation lui convenant, il affiche des taux d'élimination élevés de 10^4-10^6 (Scott, 1981). Si tel est le cas, la valeur de fond globale du fluor que l'on peut s'attendre à retrouver dans les précipitations qui s'abattent sur les régions rurales (tableau 1) provenant du transport à grande distance de cet élément pourrait varier entre 0,1 et 10 µg L^{-1} dans l'est de l'Amérique du Nord, ce qui concorde avec la valeur moyenne de 8,1 µg L^{-1} constatée par Barnard et Nordstrom (1982). De la même façon, si l'on se base sur les données relatives aux zones urbaines et que l'on suppose un taux d'élimination maximum de 10^6, on peut s'attendre à ce que la concentration en F^- des précipitations dans les régions polluées atteigne > 400 µg L^{-1}. Ces valeurs projetées de la concentration en F^- des précipitations à la suite de son transport à grande distance ou de la pollution régionale nécessitent

l'étude de F^- avec d'autres aérosols d'origine anthropique au moyen de l'analyse courante des ions dans la gamme de 1-10 $\mu g\ L^{-1}$. Reste à prouver que l'exposition de populations végétales et animales à des niveaux aussi incidents de F^- dans l'atmosphère peuvent avoir des effets délétères sur leurs structures. L'actuel ralentissement de croissance et le dépérissement de la Forêt noire en Allemagne qui est en train de devenir jaune (Toufexis, 1984) ainsi que d'autres forêts (Ulrich *et al.*, 1980; Bormann, 1982) pourraient bien avoir un rapport avec la pollution fluorée de l'atmosphère de même qu'avec les produits acidifiants.

Conclusion

L'analyse de F^- dans des échantillons de neige de la région du Saguenay-Lac Saint-Jean révèle un territoire de retombées éminemment pollué autour des deux principales alumineries de la région. Bien qu'on ne dispose d'aucune donnée sur les niveaux de fond de F^- dans l'est de l'Amérique du Nord, l'analyse des concentrations de F^- dans les masses d'air de la région combinée à une estimation de la gamme approximative des valeurs des taux d'élimination potentiels des aérosols de F^- aboutissent à des niveaux de fond possibles oscillant entre 0,1 et 10 $\mu g\ L^{-1}$ en ce qui concerne la teneur en F^- des précipitations qui s'abattent sur la région. Les concentrations effectives de F^- dans le territoire des retombées avoisinaient 925 $\mu g\ L^{-1}$ en 1978, ce qui indique que cette région recevait des charges polluantes de cet élément extrêmement élevées.

Bibliographie

Barnard, W.R.; Nordstrom, D.K. 1982. Fluoride in precipitation. II: Implication for the geochemical cycling of fluoride. Atmos. Environ., 16(1):105-111.

Bormann, F.H. 1982. The effects of air pollution on the New England landscape. Ambio, 11(6):338-346.

Bouchard, L.; Théberge, D.; Riverin, J.; Lavoie, E. 1981. Étude environnementale relative à l'implantation de l'Alcan, Ville de la Baie. Les Presses de l'Université du Québec à Chicoutimi, 308 p.

Bowen, A.J.M. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press (London) Ltd., Londres.

Drablos, D.; Tollan, A., eds. 1980. Ecological impact of acid precipitation. Actes de la Conférence internationale sur l'incidence écologique des précipitations acides. Norvège, 1980, 383 p.

Environnement Canada. 1976. National inventory of sources and emissions of fluoride (1972). Rapport APCD 75-7. Direction générale de l'assainissement de l'air. 31 p.

EPA (Environmental Protection Agency). 1972. Engineering and cost effectiveness study of fluoride emissions control. SN 16893.000, janvier 1972, Contract EHSD71-74, vol. 1, 404 p.

EPA (Environmental Protection Agency). 1974. Manual of methods for chemical analysis of water and wastes. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Technology Transfer, Washington, D.C. Rapport EPA-625A6-74-003, 298 p.

Flanagan, R.C.; Friedlander, S.K. 1978. Particle formation in pulverized coal combustion -- A review. Dans : Recent developments in aerosol science, D.T. Shaw (ed.), Wiley Interscience, John Wiley and Sons, New York.

Tableau 1. Concentrations moyennes de Al, Ca, Fe, Cl et F dans les principaux réservoirs des cycles chimiques globaux

Réservoirs	Al		Ca		Fe		Cl		F		Référence
Atmosphère* ($ng\ m^{-3}$)	2×10^3	(1)	$2{,}8 \times 10^3$	(1,4)	$3{,}6 \times 10^3$	(1,8)	$1{,}8 \times 10^3$	(0,9)	rurale, 10	(0,005)	1
									urbaine, 400	(0,2)	
Précipitations ($\mu g\ L^{-1}$)	10	(1)	5×10^2	(50)	15	(1,5)	5×10^2	(50)	rurale, 2	(0,2)	2, 4
									urbaine, 20	(2)	
Eau douce ($\mu g\ L^{-1}$)	3×10^2	(1)	$1{,}5 \times 10^3$	(50)	5×10^2	(1,6)	7×10^3	(23,3)	$1{,}5 \times 10^2$	(0,5)	1, 5
Eau de mer ($\mu g\ L^{-1}$)	2	(1)	412×10^3	(206×10^3)	2	(1)	$19{,}4 \times 10^6$	($9{,}7 \times 10^6$)	$1{,}35 \times 10^3$	($0{,}67 \times 10^3$)	1
Sol ($mg\ kg^{-1}$)	71×10^3	(1)	15×10^3	(0,21)	40×10^3	(0,56)	1×10^2	(0,001)	2×10^2	(0,003)	1
Roches ($mg\ kg^{-1}$)	82×10^3	(1)	41×10^3	(0,5)	41×10^3	(0,5)	13×10^2	(0,002)	$9{,}5 \times 10^2$	(0,01)	1
Charbon ($mg\ kg^{-1}$)	$12{,}9 \times 10^3$	(1)	$7{,}7 \times 10^3$	(0,6)	$19{,}2 \times 10^3$	(1,5)	$1{,}4 \times 10^3$	(0,11)	61 (0,005)		3

* Nord-est de l'Amérique

( ) Rapport géochimique, élément/aluminium (w/w)

1: Bowen, A.J.M. (1979)

2: Tanaka, S., Darzi, M., Winchester, J.W. (1981)

3: Flanagan, R.C., Friedlander, S.K. (1978)

4: Barnard, W.R., Nordstrom, D.K. (1982)

5: Livingstone, D.A. (1963)

Gabovich, R.D.; Ovrutskiy, G.D. 1970. Fluorine in stomatology and hygiene. Traduit de la langue russe en 1977 par The American National Institute of Dental Research. DHEW Publication no. (NIH)78-785. U.S. Department of Health, Education and Welfare, Bethesda, Maryland, 1028 p.

Galloway, J.N.; Eisenreich, S.J.; Scott, B.C., eds. 1980. Toxic substances in atmospheric deposition: A review and assessment. Proceedings of a workshop of the National Atmospheric Deposition Program, EPA 560/5-80-001, Washington, 146 p.

Garber, K. 1970. Fluoride in rainwater and vegetation. Fluoride, 3(1):22-26.

Leblanc, F.; Comeau, G.; Roa, D.M. 1971. Fluoride injury symptoms in epiphytic lichen and mosses. Can. J. Bot., 49:1691-1698.

Leblanc, F.; Rao, D.N.; Comeau, G. 1972. Indices of atmospheric purity and fluoride pollution pattern in Arvida, Québec. Can. J. Bot., 50:991-998.

Livingstone, D.A. 1963. Chemical composition of rivers and lakes. U.S. Geological Survey, Professional Paper 440-0.

Marier, J.R. 1972. The ecological aspect of fluoride. Fluoride, 5:92-97.

MEQ (ministère de l'Environnement du Québec). 1979. Les fluorures, la fluoration et la qualité de l'environnement. Rapport préparé pour le ministère de l'Environnement par le Comité aviseur sur la fluoration des eaux de consommation. 210 p. Éditeur officiel du Québec.

NAS (National Academy of Sciences). 1971. Fluorides. Report of the Natl. Acad. of Sci. Comm. on Biol. Effects of Air Pollut. Washington, D.C. 295 p.

OMS (Organisation mondiale de la santé). 1970. Fluorides and human health. Série de monographies, 59, 364 p. Genève.

Ouellet, M.; Jones, H.G. 1983. Paleolimnological evidence for the long-range atmospheric transport of acidic pollutants and heavy metals into the province of Quebec, eastern Canada. Can. J. Earth Sci., 20(1):23-36.

Paquet, J.-L. 1983. L'industrie de l'aluminium et l'agriculture. Agriculture, 40(1):63-68.

Rose, D.; Marier, J.R. 1977. Environmental fluorides 1977. Conseil national de recherches du Canada, Publication N° 16081 du CNRC, Ottawa, 151 p.

Scott, B.C. 1981. Modeling of atmospheric wet deposition in atmospheric pollutants in natural waters. S.J. Eisenreich (ed.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Tanaka, S.; Darzi, M.; Winchester, J.W. 1981. Elemental analysis of soluble and insoluble fractions of rain and surface waters by particle induced X-ray emission. Environ. Sci. Technol., 15:354-357.

Toufexis, A. 1984. Turning green in yellow: one third of West Germany's precious forests are dying off. Time, 123(2):48.

Tourangeau, P.C.; Gordon, C.C.; Carlson, C.E. 1977. Fluoride emissions of coal-fired power plants and their impact upon plant and animal species. Fluoride, 10(2):47-62.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.Y. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe. Soil Sci., 130:193-199.

Waldbott, G.L.; Burgstahler, A.W.; McKinney, H.L. 1978. Fluoridation: the great dilemma. Coronodo Press Inc., Lawrence, Kansas, 423 p.

Les pluies acides, la sécheresse et les réactions de croissance de l'épinette rouge

L.J. Puckett
United States Geological Survey
Water Resources Division

Résumé

Des carottes ont été prélevées sur des épinettes rouges (Picea rubens Sarg.) poussant sur un substratum rocheux et une moraine glaciaire dans la forêt expérimentale de Hubbard Brook, à West Thornton (New Hampshire). Les résultats des régressions des indices de croissance des arbres par rapport aux données sur la température et les précipitations à transformation orthogonale concernant deux périodes, 1932-1956 et 1956-1980, révèlent une modification du rapport entre la croissance des arbres et le climat. Pour les arbres poussant sur le substratum rocheux, l'écart dû au climat a baissé de 56,9 % à 23,5 % et l'écart dû à la croissance antérieure a baissé de 19,6 % à 15,5 %. Pour les arbres poussant sur la moraine glaciaire, l'écart que permet d'expliquer le climat a baissé de 65,4 % à 8,2 % et l'écart dû à la croissance antérieure a augmenté de 2,3 % à 66,4 %. Les tests t et F statistiques des données climatiques des deux périodes indiquent que le climat n'a pratiquement pas varié de 1932 à 1980. L'indice de sécheresse Palmer révèle que des périodes de sécheresse ont affecté 60 % des 50 dernières années et ont atteint leur paroxysme au milieu des années 1960. On a déjà vu que les ions hydrogène des pluies acides sont neutralisés par la dissolution des alumines réactives dans les moraines glaciaires. Les ions toxiques Al^{3+} qui en résultent pourraient endommager le système racinaire de l'épinette rouge. Toutefois, suite à la formation de complexes organo-métalliques dans l'humus des moraines glaciaires, les racines qui poussent dans l'humus ne sont probablement pas endommagées, ce qui confine à la couche d'humus le système racinaire des arbres poussant sur une moraine glaciaire. Le système racinaire des arbres poussant dans l'humus épais qui recouvre le substratum rocheux ne subit sans doute pas des dégâts de même ampleur. En cas de période sèche prolongée comme celle qui s'est produite durant les années 1960, les arbres dont le système racinaire est restreint subissent sans doute une agression plus sérieuse que les arbres qui se sont physiologiquement acclimatés à pousser dans l'humus sur le substratum rocheux.

Introduction

Le dépérissement de l'épinette rouge (Picea rubens Sarg) dans le nord-est des États-Unis a été démontré par plusieurs chercheurs (Siccama *et al.*, 1982; Vogelmann, 1982; Johnson et Siccama, 1983) et, même si l'on a effectué un volume de recherches considérable sur le sujet, les facteurs de causalité primordiaux restent à déterminer. Toutefois, Johnson et Siccama (1983) ont démontré que le dépérissement de l'épinette rouge était positivement corrélé à l'altitude, ce qui suggère une relation possible avec les facteurs environnementaux qui augmentent de pair avec l'altitude comme : i) les dépôts acides, ii) les précipitations et l'humidité des nuages, iii) le lessivage des ions des éléments nutritifs de la surface des végétaux, iv) l'accumulation de métaux lourds, et v) la vitesse du vent; ou avec les facteurs qui diminuent de pair avec l'altitude comme i) les températures, ii) l'équilibre basique du sol, iii) le pH du sol et iv) le pouvoir de rétention de l'eau du sol. Parmi les nombreux facteurs naturels et anthropiques que l'on perçoit comme des agressions primordiales, les pluies acides et la sécheresse sont les deux qui ont actuellement la primeur. Johnson et Siccama (1983) ont démontré que le dépérissement de l'épinette rouge est caractéristique des pathologies liées au stress. On ne sait pas si le stress qui intervient est de type chronique (comme les dépôts acides) ou de type aigu et plus épisodique (comme une sécheresse extrême). Dans le présent rapport, nous analyserons les résultats d'analyses statistiques sur les mesures de croissance d'épinettes rouges poussant dans les White Mountains du New Hampshire à la lumière des hypothèses actuellement émises sur le dépérissement de l'épinette rouge.

Matériels et méthodes

Description du site

Les deux sites de l'étude (figure 1) se trouvent dans un rayon de 2 km du pavillon administratif de la forêt expérimentale de Hubbard Brook, à West Thornton (New Hampshire) (43°57'N, 71°42'O; 252 m). Le climat de la région est de type continental avec un niveau moyen de précipitation d'environ 1 300 mm par an (Bormann et Likens, 1979) et la température moyenne est de 19°C en juillet et de -9°C en janvier (Federer, 1973). Le substratum rocheux est un gneiss de sillimanite de la formation Littleton qui se compose de quartz, de plagioclases et de biotite. Une moraine glaciaire de composition similaire recouvre la majeure partie du substratum rocheux (Johnson *et al.*, 1968). Les sols qui se sont constitués sur la moraine sont essentiellement des spodosols qui ont en moyenne 0,5 m de profondeur et qui sont recouverts d'une couche d'humus de type mor de 3 à 15 cm d'épaisseur (Bormann et Likens, 1979). La majeure partie du bassin versant de Hubbard Brook a été exploité entre 1900 et 1917, l'épinette rouge ayant apparemment fait l'objet d'un abattage vers 1909 (Bormann *et al.*, 1970).

La station I est située à environ 1,3 km au sud-est du pavillon administratif de Hubbard Brook à une altitude de 335 m sur une crête rocheuse exposée d'orientation sud-nord. La strate arboricole de cette station se compose essentiellement d'épinettes rouges (Picea rubens Sarg.) et de quelques pins blancs (Pinus strobus L.) poussant dans une couche d'humus sur le substratum rocheux. L'humus varie en épaisseur et le maximum observé atteint 30 cm. L'âge maximum des 20 arbres échantillonnés était de 123 ans en 1981. La station II est située à environ 2 km au nord-ouest du pavillon administratif à une altitude de 550 m sur une pente morainique exposée au sud. On y trouve des hêtres (Fagus grandifolia Ehrh.), des érables à sucre (Acer saccharum Marsh.), des bouleaux jaunes (Betula alleghaniensis Britton), des tilleuls d'Amérique (Tilia americana L.), des érables rouges (Acer rubrum L.) et des épinettes rouges. Les arbres poussant sur cette station ont développé leurs racines dans l'humus et la moraine glaciaire et l'âge maximum des 14 arbres échantillonnés était de 122 ans en 1981.

Méthodes

Les données climatiques consistaient dans les températures et les précipitations moyennes mensuelles de la division climatique du sud du New Hampshire pour la période 1931-1980. On s'est servi des données climatiques divisionnelles pour deux raisons : i) il n'existait pas de registres locaux de durée suffisante et 2) les données divisionnelles sont sans doute plus représentatives du microclimat auquel les arbres réagissent que le registre d'une station située à quelques dizaines de kilomètres (Blassing *et al.*, 1981). Également en raison de la prise des moyennes, il est possible d'aplanir l'hétéroscédasticité des données d'une station isolée. Les données sur les températures et les précipitations ont été divisées en deux périodes, 1932-1956 et 1956-1980, et ont été vérifiées sous le rapport de l'homogénéité entre les deux périodes. On s'est servi des tests F et t statistiques pour vérifier les hypothèses nulles que les écarts et les moyennes des variables climatiques mensuelles des deux périodes étaient égaux. Lorsqu'ils ne l'étaient pas, un score normalisé approximatif a été calculé et on s'est servi de l'approximation de Satterthwaite pour calculer les degrés de liberté (Helwig et Council, 1979).

On a mesuré les cernes de chaque carotte prélevée (deux carottes par arbre) sur les 20 arbres de la station I et les 14 de la station II. Cela nous a permis de calculer la croissance des arbres. La largeur des cernes de chaque carotte a été mesurée à 0,01 mm près. La chronologie de chaque carotte a ensuite été normalisée pour éliminer les tendances non climatiques et tenir compte de l'hétéroscédasticité. Pour opérer cette normalisation, on a affecté les données d'une ligne de tendance et on a divisé la largeur des cernes par la valeur correspondante des lignes de tendance. On a ensuite fait la moyenne des séries chronologiques année par année pour obtenir une chronologie moyenne de l'indice des cernes à chaque station.

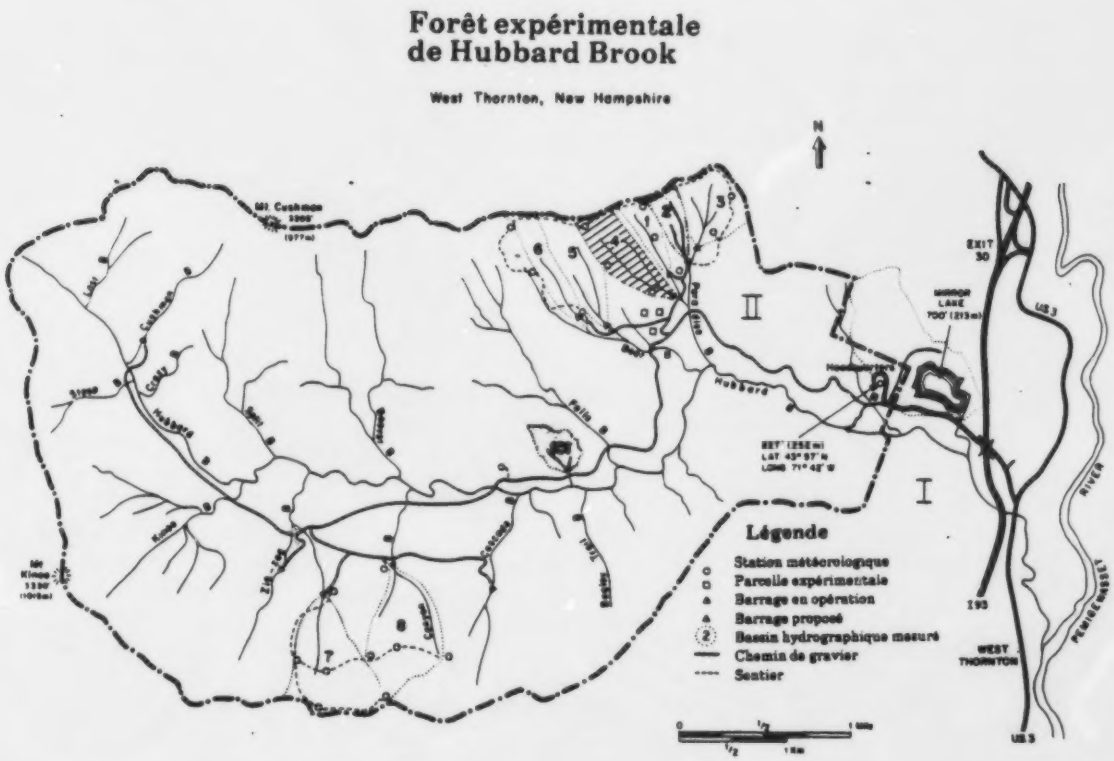


Figure 1. Carte indiquant les sites de prélèvement de carottes d'épinette rouge dans la forêt expérimentale de Hubbard Brook et à proximité, West Thornton (New Hampshire). La station I se trouve à environ 1,3 km au sud-est de l'immeuble administratif de Hubbard Brook à une altitude de 335 m et la station II est attenante au bassin versant expérimental 3 à une altitude de 550 m.

L'analyse de fonction de réponse (Fritts *et al.*, 1971; Fritts, 1976; Puckett, 1982) a ensuite servi à déterminer la relation entre la croissance des arbres et le climat. Cela implique que l'on calcule la régression des indices de croissance des arbres d'après les données sur la croissance antérieure et les scores factoriels calculés d'après les données climatiques mensuelles. Chaque année de fonction de réponse englobait les données climatiques mensuelles d'avril à septembre de l'année précédente, d'octobre à mars de l'automne et de l'hiver précédents et d'avril à septembre de l'année courante. En plus des données climatiques mensuelles, jusqu'à trois ans de données sur la croissance antérieure des arbres ont pu être sélectionnées dans l'analyse de régression multiple. En soustrayant le taux d'écart dû au climat seul du taux d'écart dû au climat et à la croissance antérieure, il est possible d'estimer le taux d'écart dû à la croissance antérieure seulement. Les équations de fonction de réponse tirées de l'analyse de régression multiple ont ensuite servi à prédire la croissance des arbres et à calculer les valeurs résiduelles.

Pour savoir si le moindre changement s'était produit dans la relation entre la croissance des arbres et le climat depuis 50 ans, on a calculé les fonctions de réponse à propos de deux périodes, 1932-1956 et 1956-1980. Le rapport F (le rapport entre les carrés moyens de régression et les carrés moyens d'erreur) et le R^2 (coefficient de détermination) d'une étape de régression particulière ont servi d'estimations statistiques de la vigueur ou de l'importance de la relation entre la croissance des arbres et le climat (Sokal et Rohlf, 1969; Puckett, 1982). On a suivi la procédure de Ezekial et Fox (1959) pour corriger le R^2 des degrés de liberté perdus. Si les émissions anthropiques et les dépôts acides ont effectivement provoqué une hausse du stress environnemental, on a présumé que cela se refléterait dans les modifications des résultats de la fonction de réponse avec le temps.

Résultats et analyse

Les moyennes et les écarts des données climatiques relatives aux deux périodes expérimentales (1932-1956 et 1956-1980) sont présentés au tableau 1). Les résultats des tests des données climatiques révèlent que les écarts et les moyennes des données sur les températures et les moyennes des données sur les précipitations ne diffèrent pas de manière significative. Pour ce qui est des écarts des données sur les précipitations, trois mois seulement, février ($P = 0,021$), mars ($P = 0,001$) et décembre ($P = 0,017$) affichent une différence significative. Cela porte à croire qu'en dehors de quelques rares exceptions, le climat des deux périodes de temps était suffisamment semblable sur le plan statistique pour avoir été déduit à partir de la même population. Il semble donc raisonnable de conclure que tout changement intervenu dans le rapport entre la croissance des arbres et le climat ne peut être dû directement à des changements climatiques.

Les résultats de la fonction de réponse de régression multiple en ce qui concerne l'épinette rouge aux deux stations et durant les deux périodes de temps affichaient des différences marquées (tableau 2). Les arbres poussant à la station I affichaient une relation marquée avec le climat ($R^2 = 0,569$) pour la période 1932-1956. Cependant, cette relation a considérablement diminué durant la période 1956-1980 ($R^2 = 0,235$). La croissance antérieure à la station I représentait 19,6 % de l'écart de croissance des arbres pour la période 1932-1956, mais seulement 15,5 % pour la période 1956-1980. L'équation de régression multiple représentait 76,5 % de l'écart de croissance des arbres ($R^2 = 0,648$) pour la période 1932-1956 et seulement 39 % de l'écart ($R^2 = 0,335$) pour la période 1956-1980.

Les épinettes rouges poussant à la station II affichaient également une forte relation ($R^2 = 0,654$) avec le climat durant la période 1932-1956. Toutefois, cette relation a baissé de façon spectaculaire durant la période 1956-1980 ($R^2 = 0,082$). L'influence de la croissance antérieure était inversement similaire : le taux d'écart de la croissance des arbres accusé par la croissance antérieure a augmenté de 2,3 % durant la période 1932-1956 à 66,4 % durant la période 1956-1980. L'écart total justifié par les équations de régression multiple a légèrement augmenté, représentant 67,7 % ($R^2 = 0,569$) de l'écart de croissance des arbres durant 1932-1956 et 74,6 % ($R^2 = 0,679$) durant 1956-1980.

Tableau 1. Moyennes et écarts (entre parenthèses) des températures et des précipitations au New Hampshire pour les périodes 1932-1956 et 1956-1980

	Température		Précipitations	
	1932-1956	1956-1980	1932-1956	1956-1980
Janvier	16,0(24,0)	14,0(19,4)	3,02(1,17)	2,67(2,25)
Février	17,0(17,6)	15,4(16,0)	2,42(0,40)	2,53(1,02)
Mars	26,1(22,1)	26,5(14,4)	3,39(3,24)	2,73(0,76)
Avril	39,2(10,2)	38,9(6,8)	3,45(1,39)	2,97(0,76)
Mai	51,7(7,3)	51,7(10,2)	3,94(2,11)	3,36(1,56)
Juin	61,2(2,3)	60,8(3,6)	4,20(2,59)	4,15(2,43)
Juillet	65,9(4,0)	65,1(4,0)	4,32(1,96)	3,99(1,85)
Août	63,8(6,8)	63,0(5,3)	3,61(1,72)	4,16(2,37)
Septembre	55,8(5,3)	55,2(6,3)	4,31(3,39)	3,32(1,80)
Octobre	45,9(7,3)	44,8(7,3)	3,38(2,25)	3,73(2,25)
Novembre	33,4(12,3)	33,4(9,6)	3,86(2,50)	3,85(1,64)
Décembre	19,7(16,8)	19,0(20,3)	3,25(1,12)	3,41(3,03)

Tableau 2. Résultats de la fonction de réponse de l'épinette rouge à chaque station et période de temps

	Site I		Site II	
	1932-1956	1956-1980	1932-1956	1956-1980
Taux d'écart dû au climat	56,9	23,5	65,4	8,2
Taux d'écart dû à la croissance antérieure	19,6	15,5	2,3	66,4
Écart total justifié (R^2)	76,5	39,0	67,7	74,6
R^2 ajusté	64,8	33,5	56,9	67,9
Rapport F	5,42**	4,48*	5,09**	8,80***
Nombre de variables	9	3	7	6
Degrés de liberté résiduels	15	21	17	18

*,**,*** $P < 0,05, 0,01, 0,001$ respectivement

Si l'on en juge par les comparaisons des résultats de régression multiple, il est clair que des changements se sont produits dans la façon dont les arbres réagissent au macroclimat. Il importe de noter la différence de relation entre la croissance des arbres et le climat aux deux stations. Cela s'explique peut-être en partie par les propriétés physiques éminemment différentes des deux stations. La station I avec ses propriétés de sol sec et son degré d'exposition est considérée proche du seuil de tolérance de l'épinette rouge et c'est donc un site fortement agressé sur le plan physiologique. Par contre, la station II est représentative du régime plus mésique de la forêt de feuillus nordique avec un

niveau d'agression physiologique très nettement inférieur. La relation théorique entre l'agression environnementale accrue et la corrélation entre la croissance des arbres et le climat sont indiquées sous forme graphique à la figure 2. D'après cette relation, la corrélation entre la croissance des arbres et le climat devrait augmenter en même temps que l'agression environnementale. Une fois que le seuil de réaction est atteint au point d'inflection (figure 2), la corrélation entre la croissance des arbres et le climat devrait diminuer à mesure qu'augmente l'agression environnementale.

D'après les résultats de la fonction de réponse, il semble que l'hypothèse a priori d'une agression plus violente à la station I ne soit pas valable étant donné que pour la période 1932-1956, le taux d'écart que permet d'expliquer le climat à la station I (56,9 %) est inférieur à celui de la station II (65,4 %). Toutefois, en ce qui concerne la figure 2, si nous partons de l'hypothèse que les arbres de la station I se trouvent au point C et que ceux de la station II se trouvent au point B, l'hypothèse a priori d'une agression plus violente à la station I devient valable. Les résultats de la fonction de réponse pour la période 1956-1980 portent à croire en ce qui concerne la figure 2 que les arbres de la station I se sont déplacés du point C au point D (écart de 23,5 % que permet d'expliquer le climat) et que les arbres de la station II se sont déplacés du point B au point E (écart de 8,2 % que permet d'expliquer le climat). Cela signifie que l'agression environnementale a davantage augmenté à la station II (déplacement B-E) qu'à la station I (déplacement C-D).

Parallèlement à la modification du rapport entre la croissance des arbres et le climat, on a constaté un changement dans l'importance de la croissance antérieure. Pour les arbres poussant à la station I, le taux d'écart que permet d'expliquer la croissance antérieure a légèrement diminué, alors qu'il a augmenté de manière draconienne à la station II. En règle générale (Fritts, 1976), de fortes mesures de réaction à la croissance antérieure, comme ce qui a été observé à la station II (1956-1980) indiquent très peu d'écarts d'une année sur l'autre dans la croissance des arbres en réponse aux fluctuations climatiques annuelles. C'est pourquoi la largeur des cernes d'une année est pratiquement identique à celle des années antérieures. Cette situation peut s'expliquer par le fait que 1) les arbres atteignent un tel diamètre que quelques cellules seulement viennent s'y ajouter chaque année; 2) que la baisse de l'agression environnementale est tellement extrême que les arbres atteignent leur potentiel de croissance maximum sans fluctuations annuelles; ou 3) que l'augmentation de l'agression environnementale est tellement extrême que les arbres ne sont plus physiologiquement capables de réagir au climat. Il est tout à fait improbable qu'aucun des arbres poussant à la station II ait atteint un diamètre suffisant pour provoquer ce type de changement dans la croissance des arbres. Par ailleurs, comme il n'y a pas eu de changement statistiquement significatif au niveau du climat ou de la perturbation de la station II durant la période 1931-1980, il semble tout aussi peu probable que l'agression environnementale ait baissé. L'hypothèse restante qui permettrait d'expliquer le changement intervenu au niveau de la croissance des arbres est donc que l'agression environnementale a été d'une ampleur suffisante pour limiter la croissance des arbres sur le plan physiologique.

Sécheresse

Plusieurs chercheurs ont parlé du rôle potentiel joué par la sécheresse extrême dans le dépérissement de l'épinette rouge (Roman et Raynall, 1980; Siccama *et al.*, 1982; Johnson et Siccama, 1983). La zone d'enracinement de l'épinette rouge est relativement peu profondes mesurant en moyenne 33 cm (Fowells, 1965), ce qui pourrait être un facteur de vulnérabilité de l'espèce à la sécheresse. Bien que les tests sur les données climatiques ne révèlent aucun changement climatique important, il y a eu plusieurs sécheresses (1941, 1949-1950, 1957, 1959, 1963-1966, 1980) au New Hampshire durant la période 1931-1980 (figure 3), la plus intense s'étant produite en 1963-1966. Les périodes de sécheresse durables sont sans doute les plus nocives étant donné que l'humus et le sol peu profond risquent de s'assécher complètement, ce qui entraîne la mort des radicelles qui y poussent. Cela constitue un effet indirect du climat sur la croissance des arbres en ce sens que, selon le degré d'endommagement des racines, il faut sans doute plusieurs années au système racinaire et donc à l'arbre proprement dit pour se rétablir. Durant cette période de rétablissement, la croissance de

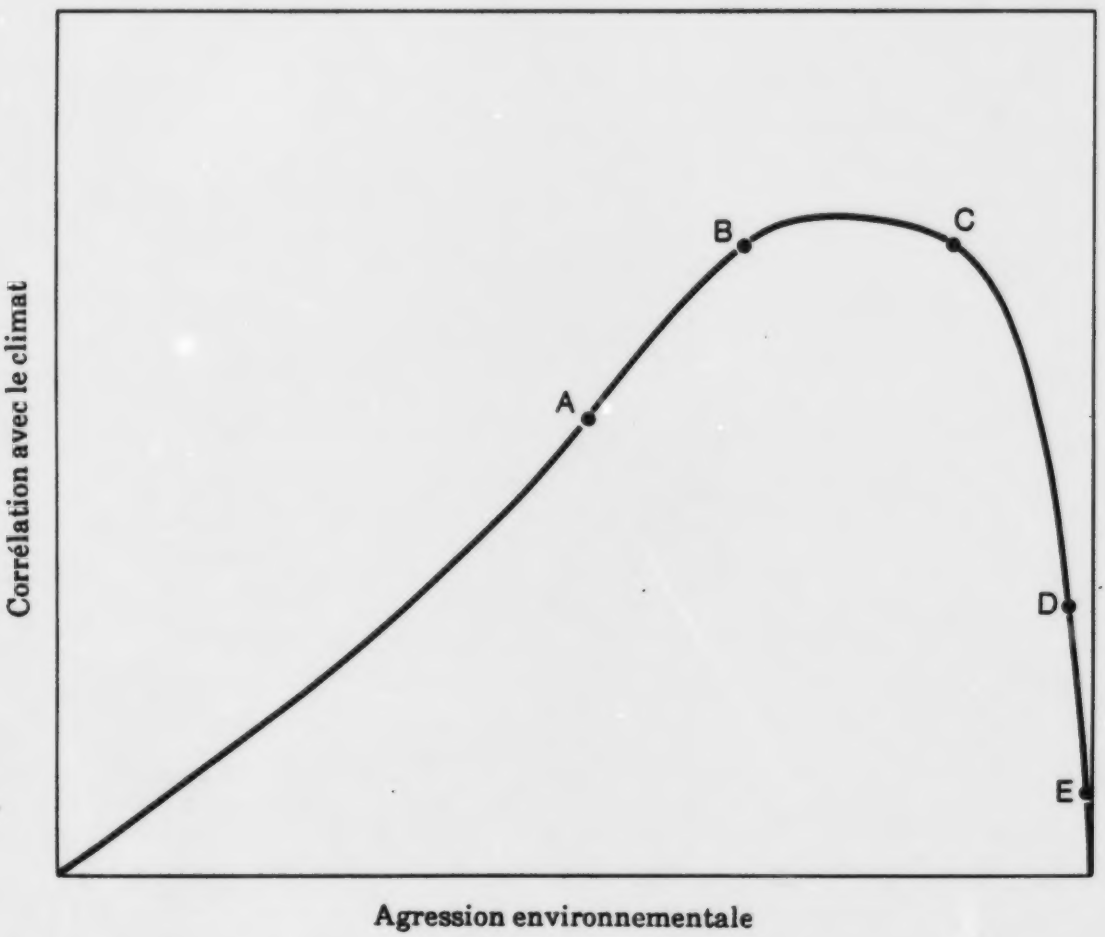


Figure 2. **Relation théorique entre l'agression environnementale et la corrélation de la croissance des arbres et du climat**

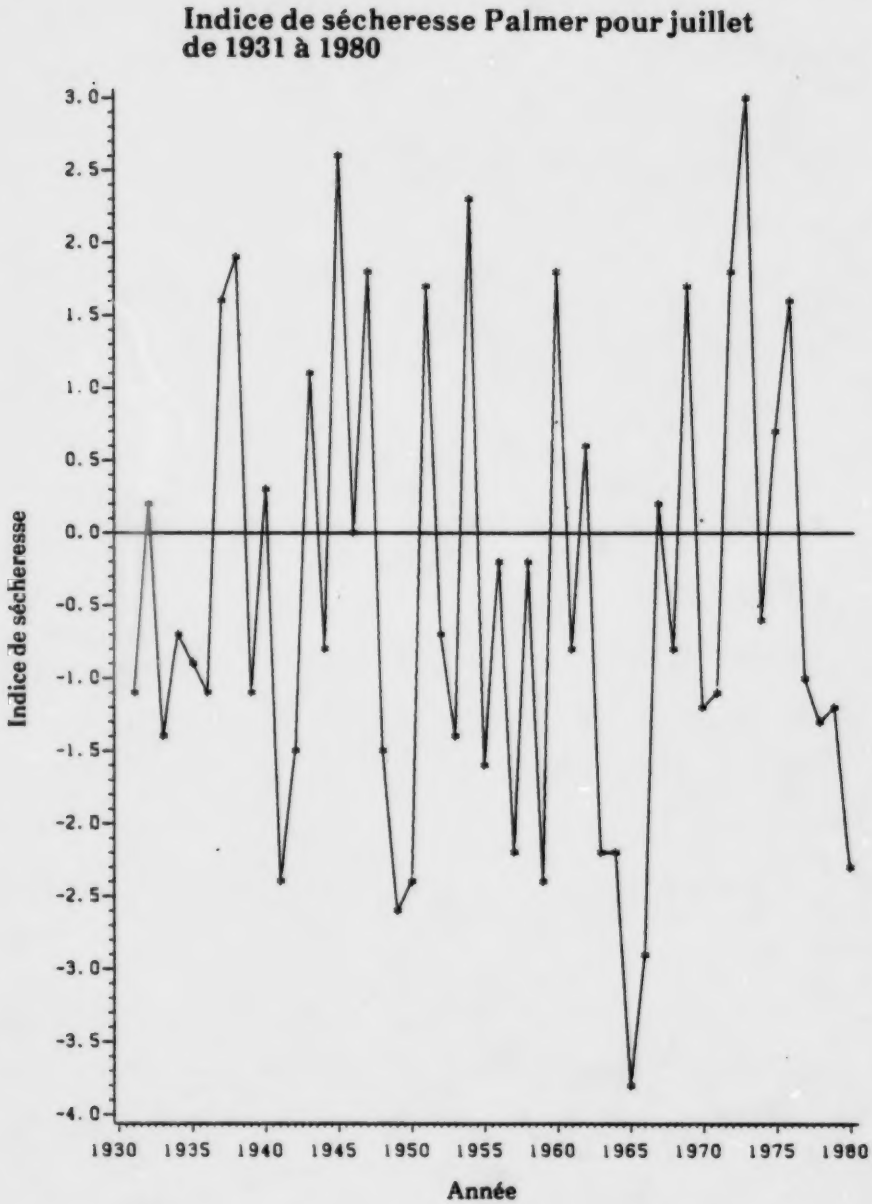


Figure 3. **Mesures de l'indice de sécheresse Palmer au New Hampshire pour juillet, 1931-1980.**

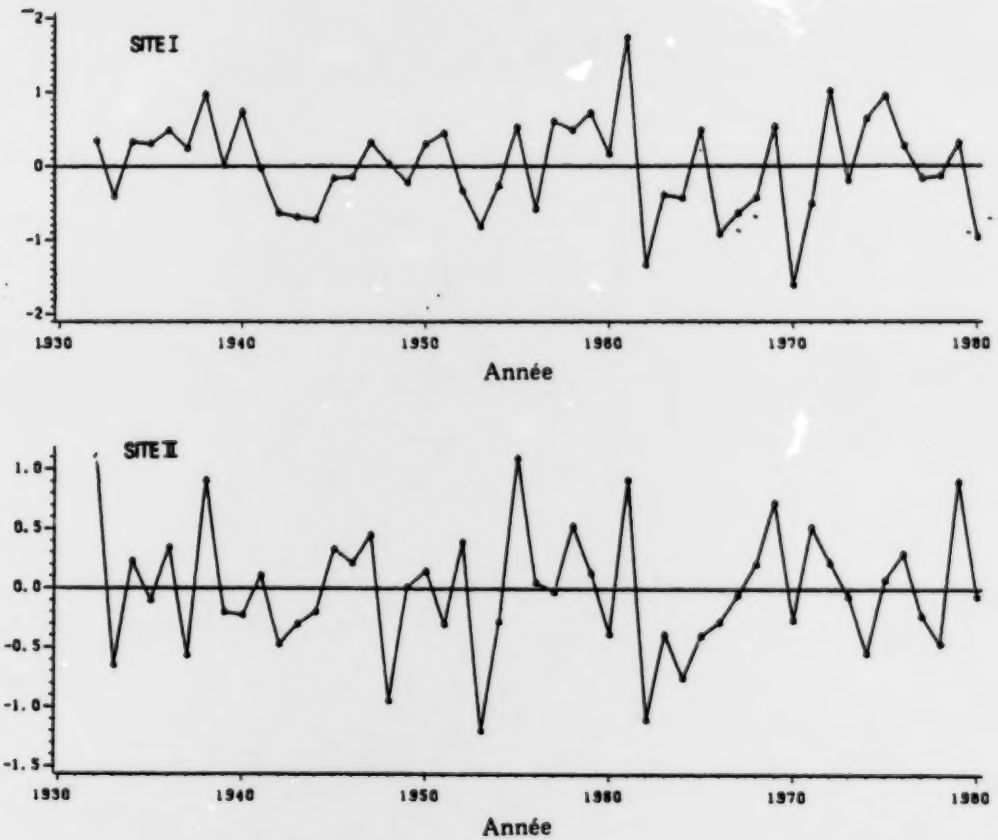


Figure 4. **Résidus de la croissance des arbres, 1932-1980, aux stations I et II tels que calculés dans les analyses de fonction de réponse de régression multiple**

l'arbre est sans doute inférieure à ce que l'on pense. D'après un examen des résidus de la croissance des arbres calculés à la fois pour les stations I et II (figure 4), il est manifeste que la sécheresse n'a pas été sans incidences. Cela semble particulièrement vrai des sécheresses de 1941 et de 1963-1966. Toutefois, aux deux stations, les résidus négatifs ne semblent coïncider qu'avec les périodes de sécheresse effectives. Ces résidus ne persistent pas pendant plusieurs années comme on pourrait le penser si les systèmes racinaires avaient été gravement endommagés.

Comme nous l'avons vu plus haut, nous partons de l'hypothèse que la station I est plus limitative de la croissance physiologique que la station II. Comme les arbres poussant à la station I ont principalement développé leurs racines dans un humus discontinu et que ceux poussant à la station II ont développé les leurs à la fois dans l'humus et dans la moraine glaciaire profonde, les arbres de la station I semblent être plus vulnérables aux lésions causées par la sécheresse. Il s'ensuit que si la sécheresse était la cause d'une altération de la croissance des arbres, elle aurait dû être plus prononcée à la station I. La sécheresse à elle seule semble donc n'avoir joué qu'un rôle minime, sinon aucun, dans le changement de rapport observé entre la croissance des arbres et le climat. Siccama *et al.* (1982) en sont venus à la même conclusion sur le rôle de la sécheresse dans le dépérissement de l'épinette. Ces chercheurs ont fait observer que les mesures de l'humidité du sol à Camels Hump (Vermont) au cours des étés de 1964-1967 ont révélé que l'humus et les horizons du sol minéral peu profond avaient conservé leur capacité en eau durant ces années de sécheresse. Par ailleurs, des données non publiées provenant d'analyses de régression sur la relation entre la croissance des arbres et les précipitations et les eaux d'écoulement à Hubbard Brook nous apprennent que la croissance des arbres sur «des sols morainiques acides rocailleux» se fait mieux les années de sécheresse que les années humides. On s'est servi de ces données pour tenter de démontrer la faible probabilité d'un lien entre la sécheresse et le dépérissement de l'épinette. Ce constat est d'autant plus intéressant que ce sont les épinettes de la station II poussant sur un sol morainique qui ont affiché le plus de modifications de leurs réactions de croissance.

Johnson et Siccama (1983) ont insinué que la sécheresse a sans doute été un facteur d'agression prédisposant au dépérissement de l'épinette, surtout à haute altitude où la capacité de rétention de l'eau du sol est amoindrie. D'après leur étude de peuplements d'épinettes rouges le long de gradients de latitude et d'altitude, il semble que le phénomène de dépérissement soit surtout avancé dans les peuplements des Appalaches du nord situés à haute altitude. De fait, on a la preuve d'une relation positive entre le dépérissement de l'épinette et l'altitude. Les preuves avancées par Johnson et Siccama d'une relation entre le dépérissement de l'épinette et la sécheresse sont basées essentiellement sur l'absence de symptômes de dépérissement qu'ils ont constatée dans les peuplements des Appalaches du sud, lesquels n'ont apparemment pas subi la sécheresse du milieu des années 1960. Ce raisonnement paraît aujourd'hui contestable à la lumière des récentes études effectuées sur des peuplements d'épinettes dans les Smokey Mountains, qui démontrent que l'épinette dépérit là aussi (McLaughlin, 1983, communication personnelle). Par ailleurs, d'après les mesures de l'indice de sécheresse Palmer prises au mois de juillet (tableau 3) dans les États situés le long du gradient de latitude de Johnson et Siccama, nous pouvons constater que l'épinette rouge de certains des peuplements sains des Appalaches du sud a connu une sécheresse d'ampleur égale ou supérieure à celle qui s'est produite dans le nord. Il semble donc qu'un facteur autre que la sécheresse soit impliqué dans le dépérissement de l'épinette.

Tableau 3. Mesures de l'indice de sécheresse Palmer prises au mois de juillet, 1961-1966 dans chacune des divisions climatiques d'États où les peuplements d'épinettes rouges ont été évalués par Johnson et Siccama (1983)

État/station	Division	Indice de sécheresse Palmer					
		1961	1962	1963	1964	1965	1966
New Hampshire							
White Mountains	2	-0,65	0,48	-1,91	-1,51	-3,59	-2,08
Vermont							
Green Mountains	2	0,65	-1,80	-2,79	-3,75	-5,69	-2,44
New York							
Mt. Whiteface	1	2,48	-1,10	-1,63	-1,94	-2,95	-1,28
Catskills	2	1,92	-2,71	-1,84	-2,36	-5,35	-3,03
Virginie							
Shenandoah	5	0,73	-0,30	-3,36	-3,82	-2,03	-3,86
Mt. Rogers	6	1,28	1,67	-2,18	-2,59	-0,64	0,29
West Virginia							
Monongahela NF	4	1,71	-1,37	-1,18	-3,39	-3,33	-5,58
Caroline du Nord							
Roan Mt.							
Mt. Mitchell	1	1,08	-0,39	-0,19	0,12	-0,46	-1,45

Pluies acides

L'idée que les dépôts acides puissent affecter la croissance des arbres et provoquer leur dépérissement a été au coeur de plusieurs rapports récents (Strand, 1980; Roman et Raynal, 1980; A.H. Johnson *et al.*, 1981; Puckett, 1982; Siccama *et al.*, 1982; Bauch, 1983; Johnson et Siccama, 1983; Tomlinson, 1983; Ulrich, 1983). Deux classes de mécanismes, directs et indirects, susceptibles d'expliquer les effets des pluies acides sur la croissance des arbres ont été définies (Tamm et Cowling, 1976). Au nombre des mécanismes directs, mentionnons le lessivage des ions des éléments nutritifs des tissus végétaux, l'érosion des cires cuticulaires, l'endommagement des appendices épidermiques et l'altération de la fonction stomatique et de mécanismes physiologiques comme la photosynthèse (Jacobson, 1980). Parmi les mécanismes indirects, mentionnons le lessivage des ions des éléments nutritifs des sols, leur intrusion avec la fixation de l'azote et la décomposition de la litière, la mobilisation des métaux toxiques et l'acidification des sols (Seip et Freedman, 1980). On a très peu de preuves empiriques que l'un quelconque de ces facteurs constitue une agression sur les arbres forestiers. Toutefois, Rehfuess *et al.* (1983) ont signalé que le dépérissement de l'épinette de Norvège (Picea abies Karst.) en Bavière semble avoir un rapport avec des carences en Mg et Ca, carences qui pourraient être le fait du lessivage accéléré de ces éléments nutritifs des aiguilles. Bauch (1983) a démontré que l'épinette de Norvège et le sapin (Abies Alba Mill.) dépérissent en Allemagne depuis déjà 30 ans. Les arbres poussant sur des sols acides (pH < 4,0) avaient des radicelles carencées en Mg et Ca et n'avaient pas d'aluminium dans l'écorce, ce qui évoque la possibilité d'un rapport avec les

changements intervenus dans la chimie du sol et(ou) la fonction racinaire. Bauch a fait observer que le stress provoqué par la sécheresse aggravait le phénomène de dépérissement mais ne semblait pas en être la cause.

Plusieurs chercheurs d'Europe (Ulrich *et al.*, 1980; Ulrich, 19830 et d'Amérique du Nord (Vogelmann, 1982; Molitor et Raynal, 1982; Tomlinson, 1983) ont imputé l'agression des forêts aux changements intervenus dans la chimie du sol à la suite des dépôts acides. Par modification de la chimie du sol, on entend le lessivage des cations des éléments nutritifs par l'excédent de sulfates et la mobilisation des métaux toxiques à mesure qu'augmente l'acidité du sol (Johnson *et al.*, 1982). La mobilisation des ions Al^{3+} revêt un intérêt particulier compte tenu des rapports d'Ulrich *et al.* (1980) et de Vogelmann (1982) qui établissent un lien entre ce métal toxique et le dépérissement des forêts en Amérique du Nord et en Europe. Toutefois, cette théorie fait de plus en plus de sceptiques dès qu'on tient compte des rapports de Johnson et Siccama (1983) et de Rehfuess (1981) qui donnent à entendre que le dépérissement des résineux sur les sols calcaires ne semble pas avoir de rapport avec la toxicité des ions Al^{3+}.

Les résultats de cette étude ne sont pas en désaccord avec la théorie de la toxicité des ions Al^{3+}. Cronan et Schofield (1979) ont démontré que les ions Al^{3+} sont mobilisés dans les sols minéraux peu profonds de Nouvelle Angleterre. Par ailleurs, N.M. Johnson *et al.* (1981) ont démontré que dans la région de Hubbard Brook, les ions H^+ des dépôts acides sont neutralisés par la dissolution des alumines réactives dans les moraines glaciaires. Les arbres qui développent des racines dans l'horizon de la moraine glaciaire comme à la station II sont sujets aux lésions racinaires alors que ceux qui poussent leurs racines essentiellement dans l'humus comme à la station I sont sans doute moins affectés. On sait que l'aluminium est toxique pour les radicelles de nombreuses espèces végétales, en empêchant la plante d'absorber l'eau dont elle a besoin. Vogelmann (1982) a affirmé que le cuivre, le plomb et le zinc ont peut-être le même effet sur l'épinette rouge. Si les radicelles de l'épinette rouge à la station II ont subi l'effet négatif des ions Al^{3+} dans le sol minéral, l'arbre dépend alors des radicelles qui se trouvent dans l'horizon organique pour absorber la majeure partie de l'eau et des éléments nutritifs dont il a besoin. Les racines des arbres se développant dans l'horizon organique aux stations I et II risquent moins de souffrir de la toxicité des ions Al^{3+} en raison de la formation de complexes organo-métalliques. Les années moyennes, il se peut que cela ne représente pas une agression excessive sur l'arbre. Toutefois, en période de sécheresse, les arbres dont les radicelles sont confinées à l'horizon organique (comme à la station II) risquent d'être plus violemment agressés que les arbres qui se sont acclimatés physiologiquement à pousser dans l'humus reposant sur le substratum rocheux (comme à la station I). Les changements observés dans la croissance des arbres à la station II pourraient ainsi être le fait d'une combinaison de la toxicité des ions Al^{3+} et de la sécheresse, les changements observés à la station I résultant de la sécheresse seule ou d'une combinaison de la sécheresse et d'autres mécanismes directs ou indirects.

Agression chronique c. épisodique

Les auteurs de certaines des analyses les plus récentes sur le dépérissement des arbres se sont demandé si ce phénomène était le résultat d'une agression chronique de faible niveau ou d'un événement épisodique ou d'une combinaison des deux (Johnson et Siccama, 1983; Tomlinson, 1983). Les conclusions de Johnson et Siccama (1983) portent à croire que la sécheresse des années 1960 a sans doute déclenché le dépérissement de l'épinette rouge dans le nord-est des États-Unis et que c'est la sécheresse de 1957 qui a déclenché le dépérissement des résineux dans le sud du New Jersey. Le fait que ces arbres se soient remis de sécheresses antérieures indique peut-être qu'un événement épisodique, en l'occurrence la sécheresse, a déclenché le dépérissement des arbres qui y étaient prédisposés par une agression chronique de faible niveau.

L'article de Tomlinson (1983) était essentiellement basé sur le dépérissement des forêts en Europe dû aux émissions de soufre et aux effets des dépôts acides. Tomlinson soutient que bon nombre des effets aujourd'hui visibles dans des endroits reculés ressemblent à s'y méprendre aux effets

signalés antérieurement à proximité des fonderies et d'autres sources d'émission. Si l'on se base sur l'hypothèse de Tomlinson, le niveau de dépérissement des forêts résulte à la fois de la durée d'exposition aux polluants atmosphériques et aux dépôts acides et de la concentration de ces éléments.

Malgré le nombre d'études sur les effets des émissions des fonderies et d'autres sources ponctuelles sur la croissance des arbres, Thompson (1981) est le seul à avoir abordé la question sous un angle analogue à celui de la présente étude. Son étude de cas du pin pignon à aiguilles simples (Pinus monophylla Torr. & Frem.) était une analyse comparée de la fonction de réponse des indices de croissance d'arbres poussant à proximité d'une fonderie à McGill (Nevada) et d'arbres poussant en dehors de la région touchée par le panache de fumée de la fonderie. Le taux d'écart que permet d'expliquer le climat était de 83,5 % pour les arbres poussant en dehors de la région touchée et de 53 % pour les arbres poussant à l'intérieur de cette région. Par ailleurs, le taux d'écart résultat de la croissance antérieure est passé de 0,0 % pour les arbres non touchés à 18,8 % pour les arbres touchés. L'analogie entre ces résultats et ceux du peuplement d'épinettes rouges de Hubbard Brook donne à croire que l'agression exercée par la pollution atmosphérique permet sans doute d'expliquer la moindre importance du climat et la plus forte importance de la croissance antérieure dans le cas des deux études. À l'instar des épinettes rouges de Hubbard Brook, les pins pignons ne présentaient pas le moindre signe de dépérissement. Cela porte à croire que des arbres apparemment sains subissent peut-être des niveaux sublétaux d'agression physiologique qui peuvent se manifester sous forme de dépérissement aussitôt qu'un mécanisme de déclenchement ou une agression se produit.

Conclusions

Le dépérissement des forêts est un dossier extrêmement important qui soulève de nombreuses polémiques. Même s'il est difficile d'établir la preuve directe de la cause de ces phénomènes, on dispose de nombreuses preuves circonstancielles d'un lien avec les émissions anthropiques. Il se peut que les dépôts acides et la pollution atmosphérique constituent une agression chronique de faible niveau qui, lorsqu'elle se conjugue à des événements éminemment stressants comme une période de sécheresse extrême, entraîne le dépérissement synchrone des arbres de toute une région. Compte tenu de la nature purement circonstancielle des preuves dont on dispose actuellement, il faut faire preuve de circonspection dans l'interprétation de ces données. Cela est d'autant plus important que la plupart des forêts de l'est du continent nord-américain parviennent tout juste à maturité après l'exploitation généralisée qui a eu lieu au tournant du XX^{e} siècle. On commence tout juste à étudier les incidences de ces changements sur l'utilisation des sols.

Bibliographie

Bauch, J. 1983. Biological alterations in the stem and root of fir and spruce due to pollution interference. Pages 377-386 dans B. Ulrich and J. Pankrath, eds. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Pub. Co., Dordrecht, Pays-Bas.

Blassing, T.J.; Duvick, D.N.; West, D.C. 1981. Dendroclimatic calibration and verification using regionally averaged and single-station precipitation data. Tree Ring Bull. 41:37-43.

Bormann, F.H.; Likens, G.E. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York.

Bormann, F.H.; Siccama, T.G.; Likens, G.E.; Whitaker, R.H. 1970. The Hubbard Brook Ecosystem: composition and dynamics of the tree stratum. Ecol. Monogr. 40:373-388.

Cronan, C.S.; Schofield, C.L. 1979. Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the Northeast. Science 204:304-306.

Ezekial, M.; Fox, K.A. 1959. Methods of correlation and regression analysis. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Federer, C.A. 1973. Annual cycles of soil and water temperatures at Hubbard Brook. U.S. Forest Service Res. Note NE-167. Upper Darby, Pa.

Fowells, H.A. 1965. Silvics of forest trees of the United States. U.S. Forest Service Agric. Handbook No. 271, Washington, D.C.

Fritts, H.C. 1976. Tree rings and climate. Academic Press, New York.

Fritts, H.C.; Blassing, T.J.; Hayden, B.P.; Kutzbach, J.E. 1971. Multivariate techniques for specifying tree-growth and climate relationships and for reconstructing anomalies in paleoclimate. J. Appl. Meteorol. 10:845-864.

Helwig, J.T.; Council, K.A. 1979. SAS user's guide. SAS Institute, Raleigh, N.C.

Jacobson, J.S. 1980. Experimental studies on the phytotoxicity of acidic precipitation: the United States experience. Pages 151-160 dans T.C. Hutchinson and M. Havas, eds. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G. 1983. Acid deposition and forest decline. Environ. Sci. Technol. 17:294A-305A.

Johnson, A.H.; Siccama, T.G.; Wang, D.; Turner, R.S.; Barringer, T.H. 1981. Recent changes in patterns of tree-growth rate in the New Jersey pinelands: a possible effect of acid rain. J. Environ. Quality 10:427-431.

Johnson, D.W.; Turner, J.; Kelly, J.M. 1982. The effects of acid rain on forest nutrient status. Water Resour. Res. 18:449-461.

Johnson, N.M.; Driscoll, C.T.; Eaton, J.S.; Likens, G.E.; McDowell, W.H. 1981. 'Acid Rain', dissolved aluminum and chemical weathering at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Geochim. Cosmochim. Acta 45:1421-1437.

Johnson, N.M.; Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S. 1968. Rate of chemical weathering of silicate minerals in New Hampshire. Geochim Cosmochim. Acta 32:531-545.

Molitor, A.V.; Raynal, D.J. 1982. Acid precipitation and ionic movements in Adirondack forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:137-141.

Puckett, L.J. 1982. Acid rain, air pollution, and tree growth in southeastern New York. J. Environ. Qual. 11:376-381.

Rehfuess, K.E. 1981. «Fortwissenschftliches Centralblatt», Verlag Paul Perry, Hamburg. Pages 363-381.

Rehfuess, K.E.; Flurl, H.; Franz, F.; Rauneker, E. 1983. Growth patterns, phloem nutrient contents and root characteristics of Beech (Fagus sylvatica L.) on soils of different reaction. Pages 359-375 dans B. Ulrich and J. Pankrath, eds. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Pub. Co., Dordrecht, Pays-Bas.

Roman, J.R.; Raynal, D.J. 1980. Effects of acid precipitation on tree growth. Pages 4.27 - 4.23 dans Actual and potential effects of acid precipitation on a forest ecosystem in the Adirondack

Mountains. Final Res. Rep. to New York State Energy Research and Development Authority. Rep. No. 80028. NYSERDA.

Seip, H.M.; Freedman, B. 1980. Effects of acid precipitation on soils. Pages 591-598 dans T.C. Hutchinson and M. Havas, eds. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York.

Siccama, T.G.; Bliss, M.; Vogelmann, H.W. 1982. Decline of red spruce in the Green Mountains of Vermont. Bull. Torrey Bot. Club 109:162-168.

Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. 1969. Biometry. W.H. Freeman and Co., New York.

Strand, L. 1980. Acid precipitation and regional tree ring analyses. Norwegian Council for Scientific and Industrial Research, projet SNSF, IR 73/80. Aas-NLH, Norvège.

Tamm, C.O.; Cowling, E.B. 1976. Acid precipitation and forest vegetation. Pages 845-855 dans L.S. Dochinger and T.A. Seliga, eds. Actes 1er symp. int. sur les précipitations acides et l'écosystème forestier. USDA for. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-23. Upper Darby, Pa.

Thompson, M.A. 1981. Tree rings and air pollution: a case study Pinus monophylla growing in east-central Nevada. Environ. Pollut. Ser. A., 26:251-266.

Tomlinson, G.H., II. 1983. Air pollutants and forest decline. Environ. Sci. Technol. 17:246A-256A.

Ulrich, B. 1983. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. Pages 1-29 dans B. Ulrich and J. Pankrath, eds. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Pub. Co., Dordrecht, Pays-Bas.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. Soil Sci. 130:193-199.

Vogelmann, H.W. 1982. Catastrophe on Camels Hump. Nat. Hist. 91:8-14.

Modification de la chimie des précipitations par les couverts de conifères et de feuillus

L.J. Puckett et M.M. Kennedy
United States Geological Survey
Water Resources Division
Reston, Virginie

Résumé

On a recueilli la précipitation au sol dans deux peuplements adjacents de conifères et de feuillus au bassin versant de Mill Run dans le nord-ouest de la Virginie. Dans neuf séries d'échantillons couvrant une période de 13 semaines entre juillet et novembre 1982, on a trouvé un pH moyen de 4,40, 4,37 et 4,11 dans la précipitation, la précipitation au sol sous couvert de feuillus et la précipitation au sol sous couvert de conifères, respectivement. Le pH de la précipitation au sol sous couvert de conifères différait de façon significative ($P < ,05$) de celui de la précipitation et de la précipitation au sol sous couvert de feuillus. Sous les deux types de couverts, il y avait un gain de H^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, NO_3^- et SO_4^{2-} et une perte nette de NH_4^+. Les ions calcium et Mg^{2+} ont été davantage lessivés des conifères et K^+, des feuillus. L'on présume que les cations sont lessivés des tissus végétaux à des taux accélérés par des réactions d'échange de H^+ ainsi que par diffusion et flot en masse.

Introduction

Même si la capacité des couverts forestiers de modifier la chimie des précipitations est connue depuis longtemps, les préoccupations soulevées récemment par les effets des dépôts acides a provoqué une intensification de la recherche dans ce domaine. L'enrichissement de la précipitation au sol se produit par lessivage des ions des tissus végétaux et par enlèvement par lavage des éléments secs déposés. L'on croit que les cations sont lessivées des tissus végétaux par des réactions d'échange impliquant H^+ dans les précipitations acides ainsi que par diffusion et par flot en masse à travers la surface des feuilles (Tukey 1980). Dans les forêts de conifères et de feuillus des zones tempérées recevant des dépôts acides humides et secs, il existe une possibilité de lessivage accéléré des ions d'éléments nutritifs du couvert forestier. D'après les ouvrages sur le sujet, c'est particulièrement vrai dans le cas de cations comme Ca^{2+}, Mg^{2+} et K^+. Le lessivage des ions des tissus végétaux par les dépôts acides peut accélérer la vitesse de redistribution des éléments nutritifs, et par conséquent imposer un stress supplémentaire aux plantes pour remplacer les pertes d'ions lessivés.

Les résultats préliminaires obtenus à un site de recherche dans le nord-ouest de la Virginie sont examinés pour étudier le phénomène d'enrichissement de la précipitation au sol. La relation entre l'enrichissement relatif de la précipitation au sol par type de couvert forestier est également étudiée.

Matériel et méthodes

Secteur étudié

Les échantillons de précipitations pour la présente étude ont été recueillis dans le bassin versant de Mill Run, près de Front Royal, Virginie, à 38° 52' de latitude Nord et 78° 22' de longitude Ouest (figure 1). Le bassin est situé dans l'une des parties les plus sèches de Virginie, avec une précipitation annuelle moyenne de 860 mm. La végétation ligneuse est dominée par des peuplements mixtes de chênes écarlates (*Quercus coccinea* Muenchh.), de chênes châtaigniers (*Q. prinus* L.) et de chênes blancs (*Q. alba* L.), mais comprend également des tupélos de montagne (*Nyssa sylvatica*

Marsh.), des érables rouges (*Acer rubrum* L.) et des noyers (*Carya* sp.). Des pins blancs (*Pinus strobus* L.), des pins épineux (*P. echinata* Mill.), des pins des corbeaux (*P. rigida* Mill.) et des pins de Virginie (*P. virginiana* Mill.) sont également présents sous forme d'arbres ou de peuplements isolés. L'âge des arbres établi en faisant le compte des cernes de carottes indique que la forêt n'a pas été exploitée depuis 1880, environ.

Méthodes

La cueillette de la précipitation incidente a commencé en juillet 1982 dans un terrain découvert à proximité du bassin versant. Les échantillons ont été recueillis à l'aide d'un échantillonneur automatique Aerochem Metric modèle 301[1] du type utilisé par le *National Trends Network* et le *National Atmospheric Deposition Program*. La quantité de précipitation a été mesurée à l'aide de pluviographes-balances Belfort. La précipitation au sol a été recueillie dans des peuplements de feuillus et de conifères adjacents dans des échantillonneurs automatiques doubles, de modèle Aerochem Metric. Le peuplement de feuillus se compose de chênes blancs, de chênes écarlates, de tupélos de montagne, d'érables rouges et de chênes châtaigniers. Le peuplement de conifères est surtout constitué de pins blancs; il y a aussi des pins résineux, des pins des corbeaux, des pins de Virginie et des chênes écarlates, mais pas directement au-desus de collecteurs.

Les échantillons sont recueillis chaque semaine et filtrés sur place à travers des filtres Nucléopore de 0,45 m. Un échantillon distinct pour l'analyse des métaux est acidifié à l'aide d'acide nitrique de qualité Ultrex. Les mesures électromagnétiques du pH et de la conductivité sont faites sur le terrain et sont à l'occasion revérifiées en laboratoire. Les concentrations de calcium et de magnésium sont mesurées à partir d'aliquotes d'échantillons acidifiés par spectrophotométrie à absorption atomique. Les concentrations en microéquivalents par litre des ions Na^+, NH_4^+, K^+, Cl^-, NO_2^-, PO_4^{3-}, NO_3^- et SO_4^{2-} sont déterminées par chromatographie ionique. La quantité de précipitation est alors multipliée par la concentration d'ions pour obtenir une mesure quantitative du total des ions déposés par dm^2 pendant la période d'échantillonnage en question.

L'enrichissement net de la précipitation au sol a été calculé en soustrayant la concentration d'ions dans la précipitation, de la concentration dans la précipitation au sol correspondante. De plus, l'enrichissement relatif a été calculé comme différence entre les concentrations respectives dans les précipitations au sol sous des conifères et sous des feuillus.

Résultats et discussion

Pour la période d'échantillonnage comprise entre juillet et novembre 1982, les valeurs moyennes du pH pondérées pour le volume ont été de 4,40, 4,37 et 4,11 pour la précipitation, au sol sous couvert de feuillus et la précipitation au sol sous couvert de conifères, respectivement. Le pH de la précipitation au sol sous couvert de conifères, différait de façon significative ($P < 0,05$) de celui de la précipitation et de la précipitation au sol sous couvert de feuillus. Sous les deux types de couvert, il y a eu un enrichissement net de H^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} et K^+ et une perte nette de NH_4^+ (tableau 1). Il y a eu un gain net de Na^+ sous les conifères et une perte nette sous les feuillus. Les concentrations en ions hydrogène dans la précipitation incidente, dans la précipitation au sol sous couvert de feuillus et dans la précipitation au sol sous couvert de conifères sont données au tableau 2.

---

[1] La mention de marques de commerce, de firmes ou de sociétés dans le présent domument est destinée à informer le lecteur. Elle ne constitue pas un endossement ou une approbation officielles par le *U.S. Department of the Interior* ou le *Geological Survey* d'un produit ou d'un service à l'exclusion des autres qui pourraient convenir.

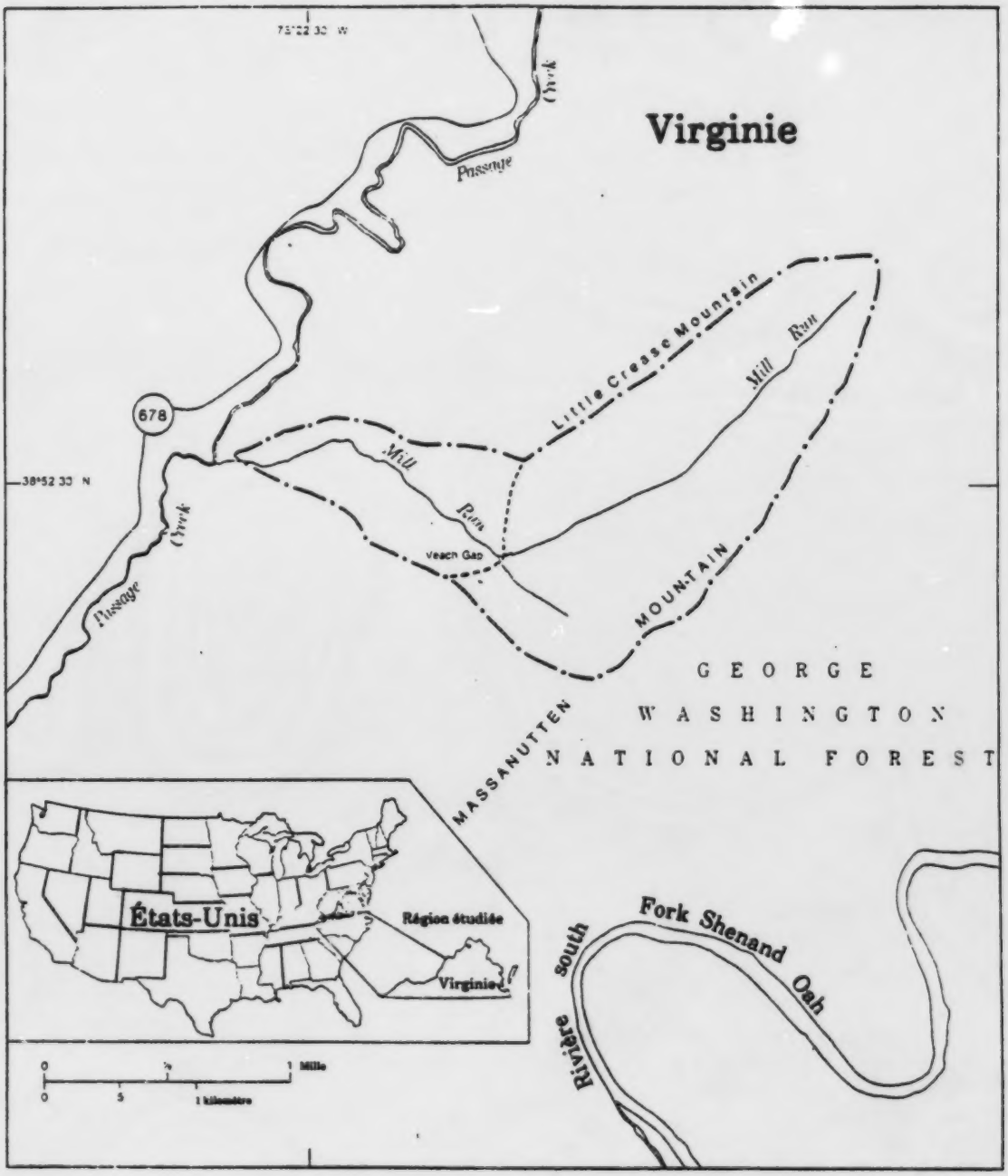


Figure 1. Carte illustrant l'emplacement du bassin versant de Mill Run dans le nord-ouest de la Virginie.

Tableau 1. Concentrations totales en ions (équivalents par hectare) dans la précipitation incidence (Precip), la prépicitatoin au sol sous couvert de conifères (Conifer) et l'enrichissement de la précipitation au sol nette sous couvert de conifères (C-P), la précipitation au sol sous couvert de feuillus (ou de décidus) (Decid) l'enrichissement net sous couvert de feuillus (D-P) et l'enrichissement relatif (C-D)

	Precip	Conifer	C-P	Decid	D-P	C-D
H	72,6	141,4	68,8	78,3	5,7	63,1
Ca	17,2	138,5	121,3	84,8	67,6	53,7
Mg	0,1	42,3	42,2	25,2	25,1	17,1
Na	13,3	18,7	5,4	11,2	-2,1	7,5
NH_4	37,6	20,3	-17,3	12,9	-24,7	7,4
K	13,2	52,6	39,4	79,5	66,3	-26,9
Cl	44,0	47,6	3,6	38,6	-5,4	9,0
NO_2	0,2	0,4	0,2	2,5	2,3	-2,1
PO_4	1,8	0,6	-1,2	1,9	0,1	-1,3
NO_3	38,0	117,3	79,3	57,4	19,4	59,9
SO_4	94,6	223,2	128,6	175,6	81,0	47,6

Tableau 2. Variation de la concentration en ions hydrogène (microéquivalents par litre) dans la précipitation incidente, la précipitation au sol sous couvert de feuillus et la précipitation au sol sous couvert de conifères. Les valeurs entre parenthèses désignent le pH

	Minimum	Maximum
Précipitation incidente	1,8 (5,74)	170,0 (3,77)
Précipitation au sol sous couvert de feuillus	2,1 (5,67)	195,0 (3,71)
Précipitation au sol sous couvert de conifères	29,5 (4,53)	275,4 (3,56)

L'enrichissement net en cations dans la précipitation au sol sous couvert de conifères était dominé par Ca^{2+} (121,3 eq/ha), suivi par H^+ (68,8 eq/ha), Mg^{2+} (42,2 eq/ha) et K^+ (39,4 eq/ha). Sous le couvert de feuillus, l'enrichissement net en cations de la précipitation au sol provenait surtout de Ca^{2+} (67,6 eq/ha) et K^+ (66,3 eq/ha) et, à un degré moindre, de Mg^{2+} (25,1 eq/ha). Les changements nets dans la concentration de Na^+ (tableau 1) sont variables et ne diffèrent probablement pas de ceux de la précipitation. Il y a eu perte nette de NH_4^+ dans la précipitation au sol sous les deux types de couvert: 17,3 eq/ha sous les conifères et 24,7 eq/ha sous les feuillus. L'enrichissement relatif en cations provenait principalement de H^+ (63,1 eq/ha), Ca^{2+} (53,7 eq/ha), Mg^{2+} (17,1 eq/ha) et K^+ (26,9 eq/ha).

Dans la précipitation et la précipitation au sol, les concentrations des anions NO_2^- et PO_4^{3-} étaient presque négligeables (tableau 1). La précipitation incidente contenait des quantités presque égales de Cl^- (44,0 eq/ha) et NO_3^- (38,0 eq/ha) et la concentration de SO_4^{2-} (94,6 eq/ha) était presque du

double. Sous les feuillus, il y a eu un gain net de 19,4 eq/ha de NO_3 et de 81,0 eq/ha de SO_4^{2-}. Dans la précipitation au sol sous le couvert de conifères, il y a eu un gain net de 79,3 eq/ha de NO et de 128,6 eq/ha de SO_4^{2-}. L'enrichissement relatif d'anions provenait principalement de NO_3^- (59,9 eq/ha) et de SO_4^{2-} (47,6 eq/ha).

L'enrichissement net de la précipitation au sol en rapport avec les dépôts acides a été signalé par plusieurs chercheurs (Eaton et al. 1973; Baker et al. 1976; Bache 1977; Cole et Johnson 1977; Lakhani et Miller 1980; Mayer et Ulrich 1980; Mollitor et Berg 1980; Parker et al. 1980). De plus, Tukey (1970, 1980) a produit d'excellentes revues sur le lessivage des substances des plantes. Le résultats préliminaires de la présente étude semblent concorder avec ceux dont il est fait état dans la documentation.

Des quantités significatives de NO_3^-, SO_4^{2-} et H^+ entrent dans les écosystèmes par la précipitation au sol, dont une grande partie provient de dépôts secs d'azote et de soufre sous forme de gaz et de particules (Garland et Branson 1977; Parker et al. 1980); Lovett et Lindberg 1983; Ulrich 1983). L'excès de H^+ peut être ajouté quand les aérosols et les gaz d'acide nitrique et sulfurique sont absorbés par la feuille elle-même ou(et) y pénètrent (Nicholson et Paterson 1983). La perte nette de NH_4^+ peut également justifier une certaine partie du flux de H^+. Miller et Miller (1980) ont fait état d'un gain net de H^+ causé par l'absorption par les feuilles de NH_4^+ par des arbres déficients en azote. Selon eux, l'absorption de NH_4^+ par le couvert forestier nécessite un flux réciproque de H^+. Il est également possible que les oxydes de soufre et d'azote entrent dans les feuilles par les stomates ou soient absorbés sur les surfaces humides des tissus végétaux (Ulrich 1983). Une oxydation et une hydrolyse supplémentaires de ces oxydes peut se traduire par la formation de H_2SO_4 et de HNO_3. Parker et al. (1980) ont avancé que jusqu'à 50 à 70 pour 100 du SO_4^{2-} dans la précipitation au sol nette pourraient être le résultat de dépôts secs. Une certaine partie de l'enrichissement peut également être due à l'enlèvement de l'excès de SO_4^{2-} de la feuille elle- même dans le cadre d'un processus interne de redistribution; toutefois, ce même processus semble peu vraisemblable pour ce qui est de NO_3^-. Même si SO_4^{2-} s'accumule dans les conifères (et aussi probablement dans les feuillus) s'il y a un excès de soufre, l'azote existe rarement dans les feuilles des arbres d'une forêt sous une forme minérale (Lambert et Turner 1977). Ce fait est évident dans les recherches récentes effectuées par Lovett et Lindberg (1983), selon qui 100 pour 100 du NO_3^- de la précipitation au sol nette provient de dépôts secs de HNO_3 gazeux et de NO_3^- particulaire.

Dans le cadre de la présente étude, Ca^{2+}, Mg^{2+} et K^+ ont été lessivés en quantité considérable des couverts de conifères comme des couverts de feuillus. Tukey (1980) soutient que les cations sont lessivés des réservoirs de cations échangeables dans les espaces libres dans les tissus végétaux. Il ajoute en outre que les cations peuvent être lessivés des sites d'échange par les ions hydrogène dans la solution de lessivage ou(et) par diffusion et flot en masse depuis la translocation vers la solution de lessivage. D'après Ulrich (1983), les cations peuvent être lessivés de la cavité stomatique par H_2SO_4 et HNO_3 sous forme d'aérosols et de gaz pénétrant dans les stomates. Comme nous l'avons déjà mentionné, ces acides peuvent également être formés sur place, à partir d'oxydes de soufre et d'azote gazeux ayant pénétré par les stomates.

Au plan de l'enrichissement relatif, Ca^{2+} et Mg^{2+} ont été davantage lessivés des conifères tandis que l'enlèvement de K^+ a été plus grand sous le couvert de feuillus. Ce n'est pas très surprenant si l'on tient compte de ce que l'absorption de Ca^{2+} et de Mg^{2+} par les conifères et les feuillus peut excéder les besoins annuels pour la croissance (Cole et Rapp 1981). Il a également été démontré que l'absorption de calcium par les conifères était plus que du double de celle des feuillus (Cole et Rapp 1981). Toutefois, le potassium est plus mobile dans les feuillus (Eaton et al. 1973; Molliter et Berg 1980; Cole et Rapp 1981), ce qui pourrait expliquer l'enrichissement net plus grand sous un couvert de feuillus. En matière d'enrichissement relatif, une différence intéressante entre la précipitation nette au sol sous couvert de conifères et sous couvert de feuillus (tableau 1) est le bilan entre la somme de H^+ et Ca^{2+} (116,8 eq/ha) et la somme de NO_3^- et SO_4^{2-} (107,5 eq/ha). Cette différence permet de croire que, à tout le moins chez les conifères, le lessivage de Ca^{2+} des tissus

végétaux agit comme tampon d'une certaine quantité d'acidité de H^+ et pénètre dans le couvert forestier par les dépôts secs et humides de H_2SO_4 et de HNO_3.

Étant donné que les conifères comme les feuillus absorbent Ca^{2+} et Mg^{2+} en quantité plus grande qu'il n'est nécessaire, (Cole et Rapp 1981), il est difficile de savoir avec certitude si des vitesses de lessivage plus grandes constituent un risque potentiel supplémentaire. Il est plus probable que le lessivage de K^+ représente un stress plus grand étant donné qu'il est absorbé plus lentement et en raison du rôle qui lui a été attribué dans la régulation du fonctionnement des stomates (Meyer et al. 1973). Rehfuess et al. (1982) ont signalé des déficiences en Ca et en Mg dans des conifères malades comparé à des arbres sains croissant dans le sud de l'Allemagne, déficiences qu'ils ont attribuées au lessivage accéléré des tissus végétaux par les dépôts acides. Une déficience en potassium n'était pas apparente, peut-être parce que les sols à cet endroit sont riches en cet élément. Que le lessivage des cations résulte ou non en un stress supplémentaire peut dépendre en grande partie de la capacité d'une plante de les remplacer et de leur présence dans le réservoir d'éléments nutritifs au sol.

Il a été démontré que la précipitation incidente qui traverse le couvert forestier s'enrichit en cations (H^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+) et en anions (NO_3^-, SO_4^{2-}). Le lessivage de Ca^{2+}, Mg^{2+} et K^+ du tissu végétal peut expliquer la plus grande partie de l'enrichissement ionique de la précipitation au sol nette. Les processus reliés aux dépôts secs sont jugés les principales sources d'enrichissement en NO_3^- et SO_4^{2-} de la précipitation au sol nette. L'on présume que les gains nets en H^{3-} sont associés avec les dépôts secs de HNO_3 et H_2SO_4. Toutefois, à l'heure actuelle, il n'y a pas de preuve directe, dans la présente étude ou dans la documentation, sur laquelle baser des estimés précis de l'importance relative des éléments nutritifs déposés sous forme sèche ou redistribués intérieurement dans l'enrichissement de la précipitation par les couverts forestiers.

Ouvrages de référence

Bache, D.H. 1977. Sulphur dioxide uptake and the leaching of sulphates from a pine forest. J. Appl. Ecol. 14:831-895.

Baker, J.; Hocking, J.D.; Nyborg, M. 1976. Acidity of open and intercepted precipitation in forests and effects on forest soils in Alberta, Canada. Pages 779-790. *In* L.S. Dochinger et T.A. Seliga, Éd. Proc. First Intl. Symp. Acid Precip. Forest Ecosys. USDA Forest Service, Rapp. techn. NE-23.

Cole, D.W.; Johnson, D.W. 1977. Atmospheric sulphate additions and cation leaching in a Douglas-fir ecosystem. Water Resour. Res. 13:313-317.

Cole, D.W.; Rapp, M. 1981. Elemental Cycling in forest ecosystems. Pages 341-409. *In* D.E. Reichle, éd. Dynamic Properties of Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Londres.

Eaton, J.S.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1973. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. J. Ecol. 61:495-508.

Garland, J.A.; Branson, J.R. 1977. The deposition of sulfur dioxide to pine forest assessed by a radioactive tracer method. Tellus 29:445-454.

Lakhani, K.H.; Miller, H.G. 1980. Assessing the contribution of crown leaching to the element content of rain water beneath trees. Pages 161-172. *In* T.C. Hutchinson et M. Havas, éd. Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press, New York.

Lambert, M.J.; Turner, J. 1977. Dieback of high site quality *Pinus radiata* stands: The role of sulphur and boron deficiencies. New Zealand J. For. Sci. 7:333-348.

Lovett, G.M.; Lindberg, S.E. 1983. Dry deposition of nitrate to a deciduous forest canopy (rés.). Bull. Ecol. Soc. Am. 6:64.

Mayer, R.; Ulrich, B. 1980. Input to soil, especially the influence of vegetation in intercepting and modifying inputs - a review. Pages 173-182. *In* T.C. Hutchinson et M. Havas, éd. Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press, New York.

Meyer, B.S.; Anderson, D.B.; Bohning, R.H.; Fratianne, D.G. 1973. Introduction to Plant Physiology. D. Van Nostrand Co., New York. Pages 313-314.

Miller, H.G.; Miller, J.D. 1983. The interaction of acid precipitation and forest vegetation in northern Britain. Water Quality Bull. 8(3):121-132.

Mollitor, A.V.; Berg, K.R. 1980. Effects of acid precipitation on forest soils. Pages 3-1-3- 80. *In* D.J. Raynall, éd. Actual and potential effects of acid precipitation on a forest ecosystem in the Adirondack Mountains. Final Res. Rep. to New York State Energy Research and Development Authority Rep. Nº 80-28. NYSERDA, Albany, New York.

Nicholson, I.A.; Peterson, I.S. 1983. Aspects of acid precipitation in relation to vegetation in the United Kingdom. Water Resources Bull. 8(2):59-66.

Parker, G.G.; Lindberg, S.E.; Kelly, J.M. 1980. Atmosphere-canopy interactions of sulfur in the southeastern United States. Pages 477-493. *In* D.S. Shriner, C.R. Richmond et S.E. Lindberg, éd. Atmospheric sulfur deposition: Environmental impact and health effects. Ann Arbor Science, Ann Arbor.

Rehfuess, K.E.; Bosch, C.; Pfannkuch, E. 1982. Nutrient imbalancies in coniferous stands in southern Germany. Communication présentée à l'International Workshop on Growth Disturbances of Forest Trees, I.U.F.R.O./F.F.R.J., Jyvaskyla, Finlande, 10-13 octobre 1982.

Tukey, H.B., Jr. 1970. The leaching of substances from plants. Am. Rev. Plant Physiol. 21:305-329.

Tukey, H.B., Jr. 1980. Some effects of rain and mist on plants, with implications for acid precipitation. Pages 141-150. *In* T.C. Hutchinson et M. Havas, éd. Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press, New York.

Ulrich, B. 1983. Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO2, alkali and earth alkali cations and chloride. Pages 33-45. *In* B. Ulrich et J. Pankrath, éd. Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel Pub. Co., Dordrecht, Hollande.

Caractérisation de la pluie incidente, bassin versant du lac Laflamme, Québec

G. Robitaille et D. Laflamme
Service canadien des Forêts
Centre de recherches forestières des Laurentides
Sainte-Foy, Québec

Résumé

«Cluster analysis» a été retenue pour déterminer l'influence potentielle de la quantité de pluie dans un événement sur les paramètres chimiques de la pluie incidente échantillonnée dans des collecteurs bruts. La quantité de pluie et les concentrations (en tenant compte du volume) des ions H, NO_3, SO_4, Ca et Na constituent les paramètres utilisés pour cette analyse. Dix-huit événements de pluies, échantillonnés dans un site situé à 80 km au nord de la ville de Québec ont été analysés pour la période du 5 mai au 10 octobre 1981. Six groupes ont été identifiés. La quantité de pluie ne semblait pas influencer la qualité de la pluie, car des concentrations élevées et moins élevées sont rencontrées dans des événements pluvieux importants et moins importants. La séquence de classification des six groupes suit une chronoséquence allant du printemps à l'automne. Quatre événements différents formant chacun un groupe ont été identifiés au mois de mai, quatre événements en juin ont été regroupés dans un cinquième groupe et un sixième groupe réunit dix événements de pluie allant de juillet à août. Ces groupements démontrent qu'il y a une grande variabilité de la qualité entre les pluies du printemps comparativement aux pluies d'été et d'automne Pour les quatre groupes au printemps, le pH a diminué de 4,37 à 3,88 (pour une période de 13 jours). Cette augmentation de l'acidité de pH 4,33 à 4.06 à 3.88 correspond à une diminution en Ca de 6,8 à 0,2 à µeq/1. De plus, elle correspond à une augmentation en NO_3 et SO_4 de 0,9 à 1,3 à 3,5 µeq/a et 23 à 34 à 68 µeq/1 respectivement. Le pH de 4,37 pour le groupe I peut être une conséquence des faibles concentrations en NO_3 et SO_4 en l'absence du Ca. Pour les pluies à faible et grand volumes, la quantité de NO_3 et de SO_4 pourrait être un facteur influençant le pH. Plus le rapport SO_4:NO_3 est faible, plus le pH est bas, ce qui indique l'importance du NO_3 dans ces événements.

Variations de la chimie des précipitations dans une forêt boréale

G. Robitaille et D. Laflamme
Service canadien des Forêts
Centre de recherches forestières des Laurentides
Ste-Foy, Québec

Résumé

De juin à octobre 1982, nous avons échantillonné la pluie incidente, la pluie au sol et l'eau d'écoulement sur les troncs, à chaque semaine, dans une forêt boréale composée de sapins baumiers et de bouleuax blancs, située à 80 km au nord de la ville de Québec, dans la réserve des Laurentides. Les pH (tenant compte du volume) pour la pluie incidente, la pluie au sol et l'eau d'écoulement sur les troncs étaient respectivement 4,40, 4,40 et 4,14 pour 13 échantillons. Les anions prédominaient dans la pluie incidente alors qu'un surplus de cations a été observé dans la pluie au sol et dans l'eau d'écoulement sur les troncs, soit dans des proportions sum cations:sum anions de 0,8, 1,1 et 1,1 respectivement. De plus, la concentration des cations K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ et NH_4^+ augmente autant dans la pluie au sol que dans leau d'écoulement sur les troncs. Par contre, la concentration des ions H augmente seulement dans l'eau d'écoulement sur les troncs par un facteur de 1,8. Pour les anions, on observe une augmentation des concentrations en PO_4^-, SO_4^+ et Cl^- autant dans la pluie au sol que dans l'eau d'écoulement. À l'opposé, le nitrate est absorbé par la couverture végétale. On note pour la pluie au sol et pour l'eau d'écoulement, une baisse des proportions des éléments Ca:Mg jusqu'à 2,33 et 3,02 et l'augmentation des proportions des éléments K:Na jusqu'à 1,52 et 9,17. Ceci semble indiquer un lessivage préférentiel des éléments Mg et K de la végétation. L'Hydrogène constitue 30 % de la charge ionique totale dans la pluie incidente. Ce pourcentage est réduit à 19 % et à 10 % respectivement dans la pluie au sol et dans l'eau d'écoulement sur les troncs. Pour la pluie incidente, les éléments Ca et Mg totalisent 6 % de la charge ionique totale alors qu'ils atteignent 17 % et 20 % dans la pluie au sol et dans l'eau d'écoulement. Par contre, le nitrate ne s'élève qu'à moins de un pourcent de la charge totale dans ces deux mêmes catégories. La contribution décroissante des SO_4 à la charge ionique totale dans dans la précipitation au sol et dans l'eau d'écoulement indique que l'apport par les dépôts secs est négligeable.

Effets chimiques de la pluie artificielle sur deux sols forestiers

G.K. Rutherford[1], S.F. Mortensen[2], J.A. Hern[2] et G.W. vanLoon[2]
Département de géographie
Département de chimie
Université Queen
Kingston, Ontario

Résumé

Dans le cadre d'expériences parallèles en laboratoire et sur le terrain, il s'agissait d'arroser deux colonnes de sols provenant du bassin versant de Turkey Lake et de celui de la forêt Montmorency avec de la pluie acide artificielle à un pH de 5,7, 3,5 et 2. Les solutions avaient été acidifiées à l'aide de H_2SO_4/HNO_3 dans une proportion de 2,5:1. Des échantillons d'eau interstitielle ont été analysés pour ce qui est de H^+, NH_4^+, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, $SO_4^=$, NO_3 et Cl^-. À la suite du traitement appliqué, un certain nombre de propriétés du sol ont été elles-mêmes étudiées. À la fin de l'application de la solution acide à un pH de 2, on a observé un lessivage accéléré des cations, particulièrement Ca et Al (et LH_4^+) dans les colonnes en laboratoire. Le $SO_4^=$ a été le principal transporteur anionique. Les dépôts de $SO_4^=$ étaient particulièrement importants dans la couche de litière et d'humus et dans la région de l'horizon Bfh. Le traitement hautement acide a conduit à un remplacement significatif des cations métalliques par de l'hydrogène sur le complexe d'échange et certains indices permettent de croire à une podzolisation accélérée dans ces conditions. Il y a eu des changements moindres dans la teneur en cations de l'eau interstitielle lorsque les arrosages ont été faits avec la pluie à un pH de 3,5 plutôt qu'avec celle à un pH de 5,7.

Introduction

Dans le but de mieux comprendre les effets possibles des pluies acides sur les sols du Bouclier canadien du centre du Canada, les colonnes de sols reconstitués ont été arrosées avec de la pluie artificielle à trois pH différents. Après des arrosages répartis sur une période de 365 jours, par l'addition de 1 070 mm de pluie à chaque colonne, celles-ci ont été démontées et certaines des principales propriétés du sol ont été mesurées. Cette expérience de même que les expériences parallèles sur le terrain et des études sur le lessivage accéléré, sont décrites en détail ailleurs (vanLoon et Rutherford, 1983). Nous résumons ici certaines des données obtenues concernant la capacité d'échange cationique, la saturation en bases, les mouvements du fer et de l'aluminium dans le sol ainsi que les effets des sesquioxydes sur la rétention du sulfate par le sol.

Plan d'expérience

Colonnes de sols

Les échantillons de sols proviennent de secteurs présentement administrées par le Service canadien des forêts dans le cadre de son projet de recherches sur les effets des précipitations acides sur l'écosystème forestier. Ces secteurs sont situés dans le bassin versant de Turkey Lake, près de Sault-Ste-Marie, Ontario, où l'on retrouve une forêt de feuillus mixte sur un sol brunisolique ainsi qu'à la forêt Montmorency, environ 100 km au nord de Québec. Dans ce dernier cas, il s'agit d'une forêt boréale de sapins baumiers sur des sols podzoliques.

Des carottes non modifiées composées des 17 cm supérieurs du sol ont été prélevées à l'aide d'une échantillonneuse en acier ayant le même diamètre interne que les colonnes en laboratoire. Ces

carottes étaient généralement constituées de matériaux provenant des horizons L, H et Ae. Le sol sous les carottes non modifiées a été obtenu en échantillonnant les couches sur le terrain. À partir d'une profondeur de 17 cm, des échantillons de 2,5, 2,5, 2,5, 2,5, 2,5, 12,5 et 15 cm ont été recuiellis dans une fosse adjacente au site d'échantillonnage des carottes. Les échantillons ont été séchés puis passés au tamis de 2 mm.

Les colonnes en laboratoire ont été construites avec des cylindres de polyméthylméthacrylate de 6,4 mm d'épaisseur, d'un diamètre interne de 15,4 cm et d'une longueur de 63 cm. Elles ont été remplies de sol, en commençant dans le haut, par la carotte non modifiée puis couche par couche, de façon à reconstituer la répartition originelle des horizons. Des plaques de la même matière plastique ont été soudées au solvant à la base de chaque colonne remplie. Le drainage a été facilité en plaçant au fond de chaque colonne une couche de billes de polyéthylène de 2 cm recouverte d'un treillis en nylon balistique épais. Dix-huit colonnes de chaque type de sol ont été préparées.

Des dispositions ont été prises pour obtenir des échantillons d'eau interstitielle à des profondeurs de 12, 25 et 60 cm.

Arrosage

Les sols ont été arrosés avec trois types de pluie artificielle: pH de 5,7 (eau distillée désionisée), pH de 3,5 (125 µM H_2SO_4 - 65 µM HNO_3) et pH de 2,0 (4 mm H_2SO_4 - 2 mm HNO_3). Chaque traitement a été répété six fois. Toutes les colonnes ont été arrosées chaque semaine avec 20 mm (360 mL) de la pluie appropriée à l'aide d'un plateau perforé qui assurait une distribution lente et uniforme. Après 249 jours, les colonnes ont été soumises à un processus de gel-dégel pour simuler la saison hivernale. Des disques de polyéthylène ont été placés à la surface du sol de chaque colonne et des 40 cm supérieurs ont été isolés à l'aide de fibre de verre. De la glace sèche a alors été placée sur les disques de polyéthylène. Pendant les 12 à 14 heures nécessaires à la sublimation de la glace sèche, les 3 cm supérieurs (environ) du sol ont gelé. À la suite de ce traitement, un plus grand flux de pluie (50 mm) a été introduit dans chaque colonne pour simuler la percolation des eaux de ruissellement du printemps.

Récupération des échantillons de sol pour analyse

Après 365 jours, trois des six colonnes soumises à chaque traitement ont été démontées, le sol extrudé et recueilli en couches selon la disposition observée des horizons. Chaque colonne a donné de sept à neuf échantillons.

Analyse des sols

Les cations échangeables, l'acidité titrable, la capacité d'échange cationique et la saturation en bases ont été déterminés par la méthode 5 de l'article de Nommik (1974). Les concentrations en fer et en aluminium ont été déterminées à l'aide de trois différentes solutions d'extraction contenant respectivement de la dithionite, de l'oxalate et du pyrophosphate (Wang 1978).

Résultats

On trouvera au tableau 1 les valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique (CEC) et de la saturation en bases pour deux horizons de profondeurs à peu près équivalents dans les deux sols.

À Montmorency, la CEC de la couche de litière et d'humus semble avoir connu une diminution importante après le traitement à la pluie à un pH de 2. De plus, la saturation en bases du sol minéral,

Tableau 1. Capacité d'échange cationique (meq 100 g^{-1}) et saturation en bases (%) des sols avant et après traitement dans les colonnes longues. Les valeurs sont la moyenne de trois colonnes

Profondeur approximative de l'horizon (cm)	Avant	Après traitement		
		pH de 5,7	pH de 3,5	pH de 2,0
Montmorency				
LH	27,5 (90)	20,7 (59)	21,0 (58)	15,2 (24)
Ae	1,3 (34)	1,5 (28)	2,9 (26)	1,5 (27)
15 - 20	4,1 (17)	3,7 (12)	4,3 (10)	2,7 (10)
20 - 30	3,8 (11)	3,9 (12)	3,8 (10)	4,1 (6)
30 - 45	3,7 (14)	3,5 (15)	3,5 (13)	3,8 (10)
> 45	2,2 (22)	2,5 (22)	2,9 (18)	3,1 (18)
Sault Ste. Marie				
LH	29,9 (88)	14,6 (76)	15,9 (79)	11,8 (43)
Ae (habituellement indistinct)	5,8 (50)	6,5 (35)	4,8 (48)	5,1 (11)
15 - 20	4,8 (43)	5,2 (18)	4,6 (32)	4,9 (13)
20 - 30	3,3 (33)	4,1 (21)	3,2 (28)	3,0 (36)
30 - 45	1,9 (30)	2,6 (26)	1,7 (35)	1,8 (50)
> 45	0,6 (61)	1,3 (37)	0,9 (51)	1,1 (49)

déjà faible, est encore moindre dans tous les horizons après ce traitement. Une baisse moins importante de la saturation en bases semble s'être produite après traitement à un pH de 3,5.

À Sault-Ste-Marie, les résultats varient davantage. C'est en partie la conséquence des grandes différences dans la teneur en carbone oorganique dans la couche supérieure de ce sol. La CEC dans la couche de litière et d'humus est également plus basse après traitement à un pH de 2 tout comme la saturation en bases, jusqu'à une profondeur de 20 cm. Nous avons toutefois constaté avec surprise que la saturation en bases à toutes les profondeurs, après traitement à un pH de 3,5 est plus élevée qu'après traitement à un pH de 5,7 bien que la CEC soit plus basse. En outre, la saturation en bases des échantillons provenant des colonnes à un pH de 2 est également plus élevée pour les sols à une profondeur supérieure à 20 cm.

Même si la réduction de la saturation en bases était prévisible, la diminution de la CEC dans la couche LH est peut-être plus surprenante. Ce phénomène n'est pas causé par une perte de matériel organique au total dans cette partie du sol. La teneur moyenne totale en carbone organique dans la couche LH après tous les traitements aux deux sites était comparable. De plus, d'autres expériences ont démontré que notablement plus de carbone total est lessivé des sols par la pluie à un pH de 5,7 que par la pluie plus acide. L'explication en est peut-être que le lessivage accéléré de certaines classes de composés organiques responsables des échanges cationiques a lieu à un pH faible. Par exemple, des niveaux élevés d'azote aminé ont été décelés dans les effluents, dans ces conditions.

Oxydes de fer et d'aluminium

Les tableaux 2 à 5 montrent les résultats obtenus des études de fractionnement du fer et de l'aluminium sur des sols provenant des colonnes en laboratoire. Les méthodes recommandées par Wang (1978) ont été utilisées dans ces études afin d'évaluer les quantités d'oxyde de fer cristallin minéral amorphe et organique amorphe ainsi que d'oxyde d'aluminium minéral amorphe et organique amorphe du sol à diverses profondeurs après le traitement. Ces méthodes ne permettent pas d'obtenir une séparation claire, mais elles donnent une indication raisonnable des quantités sous les différentes formes. Pour présenter la méthode de façon simplifiée, la solution de pyrophosphate extrait cette fraction en plus des oxydes minéraux amorphes du Fe et de Al. La solution de dithionite extrait les deux formes de Fe mentionnées ci-dessus ainsi que les oxydes de fer cristallins. La dithionite, un agent réducteur, n'est pas recommandée pour extraire Al du sol. Tout en ne permettant pas d'obtenir une séparation parfaitement claire, cette méthode est sujette à certaines anomalies spécifiques, la plus connue d'entre elles étant que l'olivine et la magnétite cristallines sont substantiellement insolubles dans l'oxalate d'ammonium, mais ont une solubilité limitée dans la solution de dithionite. Il devient alors possible d'obtenir de meilleurs résultats concernant Fe dans l'oxalate que dans les solutions de dithionite dans des cas précis.

Les échantillons provenant de Sault-Ste-Marie et de Montmorency indiquent tous les deux que les valeurs du Fe et de Al dans les sols sont faibles à environ 10-15 cm de profondeur, immédiatement sous la couche organique (identifiée comme horizon Ae). Visuellement, c'était une constatation beaucoup plus distincte à Montmorency et les résultats relatifs au Fe étaient généralement plus faibles à cet endroit. Certaines des carottes provenant de Sault-Ste-Marie n'avaient pas d'horizon Ae visible. Pour ces échantillons, les analyses chimiques ont aussi indiqué des valeurs élevées du Fe et de Al comparables aux portions adjacentes du sol minéral. Immédiatement sous l'horizon Ae se présente une zone plus foncée où les valeurs du Fe et de Al (minéral amorphe et métal organique amorphe pour être précis) sont élevées. Dans tous les échantillons analysés, la somme de Fe_p et de Al_p a toujours été supérieure à 0,6 pour 100, ce qui est conforme à l'un des critères essentiels d'identification d'un horizon B_f.

Tableau 2. Détermination des formes Fe à diverses profondeurs (%) (Montmorency)

		Numéro de la colonne								
		pH de 5,7			pH de 3,5			pH de 2,0		
		1	2	6	13	14	18	25	26	30
LH	x	0,0	0,0	0,0	0,08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	a	0,46	0,17	0,24	0,29	0,29	0,35	0,31	0,33	0,48
	or	0,51	0,18	0,18	0,21	0,29	0,36	0,28	0,43	0,30
Ae	x	0,09	0,05	0,0	0,03	0,0	0,0	0,0	0,02	0,08
	a	0,04	0,01	0,13	0,22	0,12	0,0	0,08	0,07	0,0
	or	0,10	0,09	0,10	0,20	0,19	0,06	0,14	0,11	0,02
15-20	x	0,0	0,0	0,0	–	0,0	0,0	0,0	0,0	0,18
	a	0,96	0,84	1,14	–	0,87	0,84	0,51	0,38	0,54
	or	0,89	0,91	1,26	1,55	1,25	0,82	0,51	0,41	0,74
20-30	x	0,0	-	0,0	–	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	a	1,46	1,37	1,14	–	1,13	1,01	0,88	1,11	0,84
	or	1,43	1,41	1,64	–	1,60	1,29	1,20	1,39	1,09
30-45	x	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	a	1,57	1,45	1,59	1,22	1,17	1,00	1,04	1,40	1,15
	or	1,64	1,74	1,43	1,91	1,64	1,91	1,83	1,55	1,43
> 45	x	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,06
	a	2,13	1,78	1,93	1,20	1,25	1,21	1,20	1,28	1,27
	or	1,13	1,06	1,05	1,20	1,05	1,25	1,25	1,06	1,64

x sesquioxydes cristallins (Fe_d-Fe_o) (la plupart des valeurs 0 étaient négatives - les nombres réels sont données au tableau B)
a sesquioxydes des amorphes, Fe_o-Fe_p
or sesquioxydes liés au carbone, Fe_p

Dans la plupart des échantillons étudiés, la quantité d'oxydes de fer cristallins, calculée d'après Fe_d - Fe_o était faible et, en fait, dans les échantillons provenant de Montmorency, la plupart de ces valeurs étaient négatives. Les données pour la même région rapportées par Robitaille (1983) indiquent également des valeurs très faibles (mais habituellement positives) de Fe_d - Fe_o.

Des quantités comparables de Fe organique et minéral amorphe ont été trouvées dans les deux sols. À Sault-Ste-Marie, le rapport Fe_a/Fe s'accroissait avec la profondeur à partir de l'horizon B_{fh} mais il n'y avait pas de tendance évidente à Montmorency. Par contre, une plus grande proportion de Al a été identifiée avec la fraction organique et le rapport de Al_a/Al_{or} diminuait encore avec la profondeur à Sault-Ste-Marie.

Tableau 3. Détermination des formes de Al diverses profondeurs (%) (Sault Ste. Marie)

		Numéro de la colonne								
		pH de 5,7			pH de 3,5			pH de 2,0		
		7	11	12	19	23	24	31	35	36
LH	a	0,15	0,0	0,13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,11	0,0
	or	0,54	0,31	0,18	0,25	0,33	0,33	0,14	0,16	0,12
Ae	a	-	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0
	or	-	0,16	-	0,34	0,08	0,31	0,10	-	0,10
15-20	a	1,60	0,02	0,58	0,23	0,0	0,60	0,51	0,17	0,03
	or	1,97	1,41	1,05	1,47	1,03	1,48	1,53	0,93	0,91
20-30	a	0,99	0,09	0,54	0,07	0,40	0,67	0,93	0,57	0,56
	or	1,72	1,95	1,54	1,46	1,52	1,64	1,46	1,39	1,24
30-45	a	0,40	0,42	0,65	0,47	0,57	0,37	0,96	0,37	0,96
	or	1,56	1,44	1,31	1,31	1,39	1,67	1,16	1,08	0,57
> 45	a	0,46	0,16	0,62	0,46	0,56	0,56	0,65	0,65	0,69
	or	0,64	0,62	0,60	0,56	0,62	0,54	0,53	0,64	0,49

a sesquioxydes amorphes, Al_o-Al_p
or sesquioxydes liés au carbone, Al_p

Les résultats ont aussi été examinés afin de noter tout changement dans les sols causés par les divers traitements. Les résultats individuels varient considérablement et il n'est pas possible d'observer de différences significatives entre les traitements à un pH de 5,7 et de 3,5. Dans le sol de Montmorency, on a constaté, pour le traitement à un pH de 2,0, que les valeurs de Fe_a ou de Fe_{or} et (moins clairement) de Al étaient plus faibles que pour les autres traitements aux alentours de 15-20 cm. Il semble y avoir illuviation accrue dans cette région en raison d'un apport hautement acide. Ce fait est corroboré par l'observation visuelle d'une couche Ae de couleur beaucoup plus foncée dans les colonnes après ces traitements.

Il est intéressant de noter que ces effets n'ont pas été observés ou mesurés dans les colonnes provenant de Sault-Ste-Marie, même à un pH de 2,0. La nature des carottes de Sault-Ste-Marie présente des variations considérables (vanLoon et Rutherford, 1983), ce qui mène à une plus grande variabilité des résultats de la détermination des formes de Fe. De plus, ce sol ne semble pas plus résistant aux changements causés par l'acidité que le sol de Montmorency étant donné que seules des différences mineures dans la CEC et dans la détermination des formes de Fe et de Al ont été observées après un traitement fortement acide.

Tableau 4. Détermination des formes Fe à diverses profondeurs (%) (Sault Ste. Marie)

		Numéro de la colonne								
		pH de 5,7			pH de 3,5			pH de 2,0		
		7	11	12	19	23	24	31	35	36
LH	x	0,0	0,18	0,14	-	0,27	0,37	0,27	0,15	0,35
	a	0,76	0,22	0,34	-	0,24	0,25	0,37	0,33	0,20
	or	1,24	0,20	0,62	0,33	0,42	0,56	0,60	0,42	0,35
Ae	x	-	0,26	-	0,22	0,41	0,31	0,31	-	0,29
	a	-	0,24	-	0,26	0,13	0,22	0,17	-	0,26
	or	-	0,35	-	0,48	0,02	0,40	0,30	-	0,29
15-20	x	0,0	0,45	0,0	0,0	0,27	0,13	0,03	0,06	0,0
	a	1,07	1,06	0,64	0,70	1,04	0,84	1,57	0,87	1,15
	or	1,44	2,00	0,59	0,94	1,96	1,01	2,20	1,19	1,65
20-30	x	0,0	0,04	0,07	0,14	0,07	0,01	0,19	0,0	0,0
	a	0,81	1,19	0,83	0,52	0,86	0,94	0,94	0,91	0,70
	or	0,84	1,65	1,09	0,78	1,09	1,19	0,95	0,70	0,51
30-45	x	0,0	0,0	0,04	0,0	0,14	0,03	0,16	0,0	0,02
	a	0,70	0,74	0,58	0,60	0,56	0,65	0,61	0,68	0,48
	or	0,91	0,85	0,44	0,60	0,53	0,44	0,51	0,44	0,19
> 45	x	0,0	0,0	0,0	0,09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	a	0,48	0,54	0,57	0,45	0,59	0,56	0,53	0,50	0,49
	or	0,26	0,21	0,17	0,17	0,16	0,17	0,20	0,20	0,17

x sesquioxydes cristallins Fe_d-Fe_o (les valeurs de 0 sont habituellement légèrement négatives – les nombres réels sont donnés au tableau B)
a sesquioxydes amorphes, Fe_o-Fe_p
or sesquioxydes liés au carbone Fe_p

Un accroissement de la mobilité descendante de Fe et de Al sous forme d'ions minéraux serait à prévoir avec l'augmentation de l'acidité de la pluie. Toutefois, la situation se complique du fait que ces éléments se déplacent dans la solution du sol en grande partie comme complexes organiques. Le matériel organique étant moins soluble dans des conditions acides (vanLoon et Rutherford, 1983), des concentrations moindres de Fe et de Al organiques seraient mobilisées par les pluies acides. La question de savoir si l'un des facteurs prédomine ou s'il y a un équilibre approximatif dépend du sol et ces deux sols semblent réagir différemment.

Tableau 5. Détermination des formes de Al à diverses profondeurs (%) (Montmorency)

		Numéro de la colonne								
		pH de 5,7			pH de 3,5			pH de 2,0		
		1	2	6	13	14	18	25	26	30
LH	a	0,12	0,0	0,33	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0
	or	0,90	0,46	0,28	0,26	0,51	0,70	0,70	0,75	0,44
Ae	a	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,08	0,03	0,04	0,0
10-15	or	0,16	0,21	0,16	0,21	0,28	0,08	0,13	0,06	0,06
15-20	a	0,0	0,0	0,40	0,15	0,0	0,02	0,0	0,10	0,0
	or	0,59	0,70	1,05	0,66	0,77	0,41	0,31	0,25	0,49
20-30	a	0,0	-	0,37	0,05	0,04	0,04	0,04	0,0	0,22
	or	1,03	1,08	1,34	1,13	1,29	0,90	0,98	1,07	0,72
30-45	a	0,0	0,0	0,47	0,29	0,0	0,11	1,30	0,32	0,19
	or	1,70	1,89	1,53	1,59	1,69	1,67	1,52	1,64	1,50
> 45	a	0,0	0,86	0,71	0,39	0,0	0,0	0,57	0,49	0,30
	or	2,07	1,59	1,49	1,49	1,46	1,56	1,39	1,39	1,74

a amorphous sesquioxides, Al_o-Al_p
or organically bound sesquioxides, Al_p

En résumé, à Montmorency il s'est produit une illuviation accélérée dans le cas de traitements fortement acides mais on a observé peu de changements dans les mêmes conditions à Sault-Ste-Marie.

Ouvrages de référence

Nommik, H. 1974. Ammonium chloride - imidazole extraction procedure for determining titratable acidity, exchangeable base cations and cation exchange capacity in soils, Soil Sci 118, p. 254.

Robitaille, G. éd. 1983. Guide d'excursion au bassin de captation de Lac Laflamme, Service canadien des forêts, Ste-Foy, Québec.

vanLoon, G.W.; Rutherford, G.K. 1983. Acid Precipitation and Forest Soils. Report of project 05SU. KL012-0-0201. Service canadien des forêts, Hull, Québec.

Wang, C. 1978. Extractable Al, Fe, and Mn (and Si if desired). In J.A. McKeague, éd. Manual on soil sampling and methods of analysis. Soil Research Institute, Ottawa, pages 98- 108.

Caractéristiques cuticulaires et dendrochronologiques comme indicateurs de pollution de l'environnement

G.K. Sharma
Département de biologie
Université du Tennessee
Martin, TN. USA 38238

Résumé

Nous avons étudié les patrons cuticulaires et dendrochronologiques de plusieurs populations de chênes rouges (*Quercus rubra*) et de copalmes d'Amérique (*Liquidambar styraciflua*) croissant dans des habitats où se retrouvent différents degrés de pollution de l'environnement. Les couches d'accroissement, les cernes, le bois à zone poreuse et les autres caractéristiques pertinentes ont été analysés à l'aide d'un dendrochronographe. Les patrons cuticulaires, comme la fréquence et la taille des stomates, ainsi que la fréquence et le type de trichomes, ont été étudiés en rapport avec la pollution environnementale de divers habitats. La plupart des populations végétales à l'étude étaient situées dans les zones industrielles de Nashville, au Tennessee, reconnues pour leur niveau élevé de pollution. L'analyse statistique des données a révélé l'importance des caractéristiques végétales comme indice de pollution environnementale dans la région. Les cernes étaient extrêmement minces dans les régions fortement polluées tandis que la population végétale montrait des accroissements annuels pleinement développés là où les taux de pollution de l'environnement étaient relativement bas. La fréquence des trichomes s'est accrue avec la pollution tandis que la fréquence des stomates diminuait dans les habitats pollués. Il n'y a pas eu d'effet significatif des différents niveaux de pollution sur la taille des stomates. De plus, certaines caractéristiques morphologiques ont démontré des adaptations à différentes quantités de pollution de l'environnement.

Introduction

Dans notre monde fortement industrialisé, il est important de trouver et d'explorer différentes méthodes de contrôle de la pollution atmosphérique présente dans notre environnement. Les écologistes et les environnementalistes sont constamment à la recherche de nouvelles méthodes de surveillance de la pollution de l'environnement. Depuis quelques années, les domaines de recherches environnementales relativement nouveaux qui ont vu le jour peuvent également servir à surveiller les niveaux de pollution de l'environnement. Les nouveaux domaines traitent de la dendrochronologie, de la dendroécologie, et des patrons cuticulaires en relation avec la pollution de l'environnement.

La dendrochronologie est la science qui consiste à dater les couches d'accroissement annuel (cernes) des plantes ligneuses. Deux sous-disciplines associées sont la dendroclimatologie et la dendroécologie. La première utilise l'information obtenue des cernes pour étudier les problèmes climatiques présents et passés tandis que la seconde traite des changements dans l'environnement local plutôt que dans le climat régional (Fritts 1971).

Les patrons cuticulaires ont été utilisés pour des études taxonomiques et paléobotaniques. Toutefois, leur utilisation dans l'étude des problèmes de l'environnement constitue un domaine de recherche passablement nouveau.

De nombreuses études ont mis en lumière l'importance de la largeur des cernes des arbres en relation avec la climatologie. Cependant, nous possédons relativement peu d'information sur la relation entre la pollution de l'environnement et les cernes produits par les arbres. Certaines études, toutefois, suggèrent une relation entre des niveaux élevés de pollution de l'environnement et une

réduction de la croissance des plantes, une défoliation prématurée et une diminution de la croissance des feuilles.

Smith (1973) a signalé que les dommages causés aux plantes par des niveaux élevés de pollution pouvaient se traduire par une diminution de la croissance. Cet effet peut être le résultat de ce que les forêts servent de réservoir pour l'ammoniac, le fluorure d'hydrogène, l'anhydride sulfureux et l'ozone. Selon une étude effectuée par le U.S.D.A. Forest Service (1974), les polluants atmosphériques endommagent les arbres surtout par le biais de la défoliation. L'on croit généralement que ces dommages sont plus graves chez les conifères que chez les feuillus. Selon Fritts (1966), comme le climat influence la croissance des aiguilles des conifères, il peut contrôler la surface des organes de photosynthèse produits en une saison. Des études récentes par Sharma et Day (1978) semblent indiquer que dans le cas de *Liquidambar Styraciflua* (copalme d'Amérique), les valeurs du pH de l'écorce ne semblent pas démontrer de variations significatives en présence d'un changement évident dans le degré de pollution de l'environnement. La pigmentation de l'écorce devient plus foncée dans les régions polluées. La couverture d'épithytes diminue à mesure que s'accroît de niveau de pollution. L'épaisseur de l'écorce n'est pas affectée de façon significative par la pollution, même si l'on a signalé une légère tendance à l'épaississement dans les régions polluées, peut- être une réaction d'adaptation à un environnement pollué.

Hay (1971) a constaté que la fumée s'échappant de la cheminée d'une grande usine en Allemagne a donné lieu à une diminution importante de la largeur des cernes chez des pins de 75 ans situés à 900 verges (± 820 m) de l'usine.

Une étude récente (Thompson 1981) fait état de la réaction des cernes de *Pinus monophylla* (pin à feuilles isolées) au Nevada, à la pollution atmosphérique causée par les effluents d'une fonderie de cuivre.

En outre, plusieurs études (Solberg et Adams, 1956; Sharma et Butler, 1973; Sharma et Madsen, 1978) démontrent la relation entre la pollution de l'environnement et les caractéristiques morphologiques apparentes des plantes. Par ailleurs, les caractéristiques cuticulaires des feuilles se sont récemment révélées être d'excellents indicateurs de pollution environnementale. Une étude récente (Sharma et Tyree, 1973) indique l'utilité des patrons cuticulaires dans l'étude de l'impact de la pollution environnementale sur les plantes et par conséquent leur fiabilité comme indicateurs biologiques de pollution. À la lumière de ces études écologiques, il nous est apparu souhaitable d'étudier les caractéristiques cuticulaires de *Liquidambar styraciflua* (copalme d'Amérique) et les caractéristiques dendrochronologiques de *Quercus rubra* L. (chêne rouge) en rapport avec la pollution de l'environnement et l'utilisation de l'information obtenue pour proposer ces espèces de plantes ligneuses comme indicateurs biologiques de pollution environnementale – une façon relativement peu coûteuse d'étudier les relations entre les végétaux et la pollution.

Le copalme d'Amérique (*Liquidambar stryraciflua* L.) et *Quercus rubra* L. sont parmi les principaux feuillus d'importance commerciale aux États-Unis. Le bois est utilisé à un grand nombre d'usages, et une partie de sa valeur exceptionnelle vient de son aptitude, sous forme de contreplaqué, à prendre des finis qui imitent des bois plus coûteux comme l'acajou ou le noyer noir (Harlow et Harrar, 1958).

Matériel et méthodes

Aux fins d'études sur la dendrochronologie et la pollution, deux populations végétales comprenant 20 spécimens de *Quercus rubra* L. (chêne rouge) ont été étudiées. La population A, composée de 10 arbres, provenait de la région métropolitaine fortement polluée de Nashville, Tennessee, États-Unis, tandis que la population B provenait de la communauté rurale moins polluée de Martin, Tennessee, États-Unis, environ 80 kilomètres à l'ouest de Nashville. Aucune mesure des

niveaux de pollution de l'environnement n'a été faite, mais on a noté avec soin l'emplacement et la diversité des deux microhabitats pour ce qui est des sources réelles et éventuelles de polluants de l'environnement. Les spécimens des deux populations végétales ont été recueillis dans des conditions de terrain uniformes, minimisant ainsi les variations globales dans les cernes causés par des paramètres du microhabitat, comme l'humidité du sol et la température.

Nashville, la capitale du Tennessee, est située au centre de l'État. C'est une ville fortement industrialisée, soumise à une pollution environnementale provenant de diverses sources. Parmi les sources d'anhydride sulfureux, mentionnons une centrale thermique, une usine de textile, une usine de fabrication de verre et une circulation routière dense causant des émissions. Une usine de fertilisants et un aéroport commercial achalandé constituent des sources additionnelles de pollution. Mathis et Tomlinson (1972) ont signalé que le niveau d'anhydride sulfureux de Nashville occupe le vingtième rang parmi les villes des États-Unis. Martin est située dans une région rurale du nord-ouest du Tennessee et la pollution de l'environnement est en grande partie limitée aux émissions des automobiles, dont le nombre est relativement peu important comparé à Nashville (tableau 1).

On a prélevé quarante échantillons de coeur de 10 arbres choisis au hasard dans chaque population. Le diamètre à hauteur d'homme des arbres échantillonnés variait entre 50 et 55 centimètres et les échantillons de coeur ont été extraits à l'aide d'une tarière de Pressler, puis ont été analysés au dendrochronographe. L'analyse statistique des données dendrochronologiques apparaît au tableau 2.

Pour les études sur la pollution et le patron cuticulaire, 25 feuilles ont été recueillies au hasard sur des copalmes d'Amérique (*Liquidambar styraciflua* L.), une espèce jugée idéale pour des études sur la cuticule en raison de son importance taxonimique et commerciale. Les échantillons de feuilles ont été recueillis l'automne pour s'assurer de leur maturité maximum au moment de l'échantillonnage. De plus, les caractéristiques morphologiques apparentes ont été consignées et analysées pour les deux populations (tableau 2). Des impressions cuticulaires de la face supérieure et inférieure des feuilles ont été préparées en appliquant du ciment Duco^{R} aux feuilles lavées et séchées à l'air (Williams, 1973). Une petite portion du centre de ces impressions a été utilisée pour faire des coupes cuticulaires pour les surfaces ventrales et dorsales des feuilles de chaque population. Les caractéristiques cuticulaires de ces deux populations ont été étudiées en sélectionnant au hasard 25 champs (n = 25) de chaque lame de microscope. L'analyse au microscope a été effectuée à l'aide d'un objectif 40x et d'oculaires 10x. L'analyse statistique des données cuticulaires est illustrée au tableau 2.

Résultats et discussion

Les résultats de ces études sont résumés au tableau 2. Il semble y avoir d'importantes différences dans la largeur annuelle moyenne des cernes provenant de sites où les niveaux de pollution sont relativement élevés comparé à ceux des régions où les niveaux de pollution sont relativement bas. La largeur moyenne des cernes annuels de chênes rouges à Martin au Tennessee (la population rurale) entre 1950 et 1974 était de 5,14 mm tandis que la largeur moyenne des cernes dans la population de Nashville, fortement polluée, n'était que de 3,14 mm pour la même période. Dans les deux cas, la faible valeur de la déviation standard semble conférer une signification accrue aux valeurs moyennes. Il semblerait que cette différence dans la largeur des cernes provient de la différence évidente de pollution de l'environnement des deux populations. Des niveaux élevés de pollution semblent donner lieu à des cernes plus étroits. Il semble raisonnable de présumer qu'une croissance réduite due aux polluants comme l'ammoniac, le fluorure d'hydrogène, l'anhydride sulfureux et l'ozone aurait un effet négatif sur la largeur des cernes. Il importe également de tenir compte de la croissance réduite résultant d'une défoliation prématurée et de l'effet qu'aura une diminution de la croissance des feuilles sur le processus de photosynthèse et par conséquent sur la diminution de la croissance des cernes.

Tableau 1. Répartition des populations expérimentales de *Quercus rubra* L. et de *Liquidambar styraciflua* L. au Tennessee, États-Unis

Population	Localité	Degré de pollution relative	Source de pollution
A	Nashville	+ + + + + +*	Industrie lourde, automobiles
B	Martin	+**	Automobiles

* + + + + + + degré le plus élevé
** + degré le plus faible

Tableau 2. Résumé des caractéristiques dendrochronologiques, cuticulaires et végétatives chez *Quercus rubra* L./*Liquidambar styraciflua* L. au Tennessee, État-Unis

Caractéristiques	Population A	Population B
Largeur de cernes (mm), $x \pm \sigma$ *	3,14 ± 0,40	5,14 ± 0,63
Longueur des feuilles (cm), $x \pm \sigma$	11,9 ± 1,7	14,4 ± 1,2
Largeur des feuilles (cm), $x \pm \sigma$	16,9 ± 2,2	18,9 ± 2,2
Longueur du pétiole (cm), $x \pm \sigma$	11,7 ± 3,1	13,4 ± 2,2
Fréquence des stomates, surface inférieure, ** $x \pm \sigma$	35,1 ± 2,6	41,1 ± 2,0
Taille des stomates (μ), x	46-56	46-61
Densité des trichomes/unité de surface (0,152 m^2), x	8	6

* x = moyenne; σ = déviation standard
** fréquence moyenne des stomates = stomates observés à l'aide d'un objectif 40x et d'oculaires 10x

Les résultats d'études morphologiques et cuticulaires effectuées sur *Liquidambar styraciflua* L. indiquent une différence nette dans la réaction des plantes aux divers niveaux de pollution. D'après le tableau 2, la longueur et la largeur des feuilles ainsi que la longueur du pétiole ont diminué avec un accroissement du niveau de pollution comme celui que l'on retrouve dans la région fortement polluée de Nashville. La longueur moyenne des feuilles est passée de 14,4 cm à 11,9 cm tandis que la largeur était de 18,9 cm dans la population B et de 16,9 cm dans la population A provenant de la région fortement polluée de Nashville. La longueur du pétiole était de 11,7 cm dans la région de Nashville; la population de Martin, par contre, a démontré une valeur accrue, de 13,4 cm. Ici encore, des valeurs faibles de la déviation standard confirment la signification de ces données.

La densité des stomates était faible dans a région polluée tandis que la fréquence des trichomes était élevée. Ces adaptations laissent supposer que les plantes se défendent contre les excès de polluants gazeux en ayant moins de stomates et combattent les effets nuisibles des polluants gazeux et particulaires par une fréquence élevée de trichomes. Les trichomes isolent la surface photosynthétique de la feuille, captent les particules et maintiennent la température des feuilles basse et par conséquent tempèrent les effets nuisibles des réactions métaboliques causées par les polluants environnementaux.

Une combinaison d'études des aspects végétatifs, cuticulaires et dendrochronologiques d'une grande diversité de taxons végétaux fournirait des données supplémentaires pour compléter les constatations dont il est fait état ici afin de parvenir à une compréhension complète de l'utilisation des caractéristiques dendrochronologiques et cuticulaires des plantes comme indices de pollution environnementale un peu partout dans le monde. Nous sommes en outre d'avis que des études semblables effectuées en milieu contrôlé permettraient d'obtenir de l'information précieuse pour l'interprétation des problèmes d'impact écologiques et environnementaux.

Conclusions

Ces études des caractéristiques cuticulaires et dendrochronologiques du copalme d'Amérique et du chêne rouge font ressortir que la plupart de ces caractéristiques réagissent effectivement à la pollution de l'environnement et peuvent donc servir d'excellents indices de pollution environnementale. D'autres taxons végétaux doivent être étudiés pour parvenir à une compréhension complète de ces relations entre les végétaux et la pollution. Ce domaine de recherche est assez nouveau et semble prometteur de défis intéressants dans l'étude des problèmes reliés à l'environnement.

Ouvrages de référence

Fritts, H.C. 1966. *Growth rings in trees: their correlation with climate. Science* 154:973- 979.

_____ 1971. *Dendrochronology and dendroecology. Quartenary Research* 1:419-449.

Harlow, W.; Harrar, E.S. 1958. *Textbook of Dendrology. McGraw-Hill Book Co., Inc.*, New York.

Hay, E. 1971. *Smog, the tree killer. American Forests* 77:9-11.

Mathis, P.M.; Tomlinson, G. 1972. *Lichens: bioassay for air pollution in a metropolitan area (Nashville, TN). J. Tenn. Acad. Sci.* 47:67-73.

Sharma, G.K.; Butler, J. 1973. *Leaf cuticular variations in Trifolium repens L. as indicators of environmental pollution. Environ. Pollution* 5:287-293.

____ et Madsen, L. 1978. *Variations in bald cypress from different habitats. J. Tenn. Acad. Sci.* 53:115-116.

____ et Day, R. 1978. *Bark characteristics as indicators of environmental pollution in Liquidambar styraciflua L. J. Tenn. Acad. Sci.* 53:116-117.

____ et Tyree, J. 1983. *Geographic leaf cuticular and gross morphological variations in sweetgum and their possible relationship to environmental pollution. The Botanical Gazette* 134:179-184.

Smith, W.H. 1973. *Air pollution and forests: a study still in its infancy. Science News* 103:7.

Solberg, R.A.; Adams, D.F. 1956. *Histological responses of some plant leaves to hydrogen fluoride and sulfur dioxide. Am. J. Bot.* 43:755-760.

Thompson, M.A. 1981. *Tree rings and air pollution: a case study of Pinus monophylla growing in east central Nevada. Environ. Pollution* 26:251-265.

U.S.D.A. Forest Service 1974. Trees for polluted air. Miscellaneous Publications, 1230:1-12.

Williams, J.A. 1973. *A considerably improved method for preparing plastic epidermal imprints. The Botanical Gazette* 134:87-91.

Incidences potentielles des pluies acides sur la faune forestière

G.G. Shaw
Région de l'ouest et du nord
Service canadien de la faune
Edmonton (Alberta)

K.L. Fischer
Service canadien de la faune
Centre national de recherche sur la faune
Ottawa (Ontario)

Résumé

Les espèces fauniques comme l'orignal, le cerf et le caribou et de nombreux autres herbivores plus petits mais importants sur le plan écologique vivent dans les forêts de l'est de l'Amérique du Nord arrosées par les pluies acides. Si l'on étudie la littérature parue à ce sujet, on constate que ces herbivores sont peut-être affectés indirectement par les pluies acides en vertu de changements intervenus dans leur fourrage et dans leurs habitats. L'acidification des systèmes sol-végétation risque de réduire la diversité végétale, d'augmenter les concentrations foliaires de certains métaux lourds et d'abaisser les concentrations foliaires des éléments nutritifs essentiels à l'alimentation des herbivores.

Le Service canadien de la faune effectue des recherches sur plusieurs aspects de ces changements potentiels dans les systèmes sol-végétation-faune. L'un des projets en cours porte sur le potentiel des précipitations acides à augmenter l'incidence de carences en sélénium parmi les herbivores sauvages. La documentation parue à ce sujet stipule que l'apport accru de soufre dans les systèmes sol-végétation provoque un abaissement des concentrations de sélénium dans les végétaux et que de nombreux fourrages cultivés dans l'est de l'Amérique du Nord souffrent déjà d'un déficit en sélénium selon les normes relatives à l'alimentation du bétail. Il reste toutefois à trouver une réponse à plusieurs autres questions pour savoir si les pluies acides que l'on escompte à l'avenir augmenteront l'incidence des carences en sélénium dans la faune.

Nous présentons les premiers résultats d'expériences pratiquées sur les relations dose-effet de plantes en pot exposées à des solutions de lavage sulfatées contenant des concentrations de sulfate et ayant un taux d'application comparable à celui des précipitations qui arrosent l'est de l'Amérique du Nord.

D'autres changements intervenus dans la qualité de la broutille suite à l'acidification et à la pollution soufrée ont été signalés en Europe. Une hausse des concentrations de métaux comme le mercure, le cadmium et le plomb a été enregistrée dans des régions éloignées des sources de pollution industrielle au Danemark, en Suède et en Pologne. Nous proposons une analyse de ces conclusions et du potentiel de problèmes analogues dans la faune canadienne.

Pouvoir tampon du feuillage des espèces boréales: sources de variabilité et utilisation possible du pouvoir tampon pour établir l'indice de la sensibilité des espèces aux polluants acides

S.S. Sidhu
Service canadien des Forêts
St. John's, Terre-Neuve

Résumé

Le pouvoir tampon du feuillage de diverses espèces végétales boréales (des lichens aux arbres) a été déterminé à neuf moments différents entre juin 1980 et septembre 1981. Les variations diurnes et selon l'orientation géographique étaient très faibles. Chez toutes les espèces, le pouvoir tampon du feuillage de l'année était à son maximum durant les deux premières semaines de juillet puis décroissait graduellement vers l'automne. Chez les conifères, le pouvoir tampon du feuillage de l'année précédente était de la moitié de celui de l'année en cours au printemps et de 20 à 30 pour 100 de celui du feuillage de l'année précédente à la fin de la saison de végétation en cours. Le pouvoir tampon des individus à l'intérieur d'une espèce différait de façon significative et les différences étaient constantes. En dépit de variations diurnes saisonnières et interspécifiques, les différences de pouvoir tampon moyen parmi les espèces étaient réelles et génétiquement contrôlées. Sont également présentés des résultats d'analyse des éléments nutritifs dans des échantillons de feuillage recueillis au printemps et à l'automne de 1980. Le pouvoir tampon relatif des espèces est comparé à la sensibilité connue de l'espèce à l'anhydride sulfureux ou pluie acide. L'utilisation possible du pouvoir tampon pour établir l'indice de la sensibilité des espèces aux pluies acides semble une méthode prometteuse, mais elle devra être mise à l'essai dans des conditions naturelles tout comme dans des conditions simulées.

Introduction

Le pouvoir tampon de certaines espèces et de certains clones a été mis en corrélation avec la résistance aux polluants atmosphériques et aux champignons dont le pH se modifie (Scholz et Knabe, 1976; Scholz et Reck, 1977 et Scholz et Stephan, 1974). Sidhu et Zakrevsky (1982) ont proposé d'utiliser le pouvoir tampon du feuillage comme moyen pratique et économique de déterminer l'indice de la sensibilité des espèces aux polluants atmosphériques acides lorsqu'il faut établir la sensibilité relative d'un grand nombre d'espèces dans de vastes étendues de forêt. Ils ont défini le pouvoir tampon comme étant les ions H, en micro- équivalents, nécessaires pour changer le pH d'extrait de feuillage équivalent à un gramme de feuillage séché à l'étuve par unité de pH. Ils ont aussi normalisé la méthode pour déterminer le pouvoir tampon et pour minimiser les erreurs résultant de sources biologiques, expérimentales ou locales pendant l'application de la méthode. Le présent exposé traite des sources de variation du pouvoir tampon du feuillage (variations intra- et interspécifiques, diurnes et saisonnières), la teneur en éléments nutritifs du feuillage et la possibilité d'utiliser le pouvoir tampon pour établir l'indice de la sensibilité des espèces aux polluants atmosphériques acides.

Matériel et méthodes

Variations diurnes du pouvoir tampon

On a prélevé des échantillons de sapins baumiers et de bouleaux blancs pour déterminer les variations diurnes du pouvoir tampon des extraits de feuillage (tableau 1). À cette fin, cinq arbres de chaque espèce ont été sélectionnés au début du printemps. Sur chaque arbre, on a échantillonné trois

Tableau 1. *pH et pouvoir tampon moyen* (± S) d'extraits de feuillage de sapins baumiers et d'épinettes blanches échantillonnés à différents moments de la journée, aux quatre points cardinaux

Espèce	Année de croissance	Moment de la journée	pH				Pouvoir tampon* (µ équivalent H + g de feuillage, poids après séchage à l'étuve)			
			N	S	E	W	N	S	E	W
Sapin baumier	Année en cours 1981	Matin	3,75 ± 0,18	3,77 ± 0,17	3,77 ± 0,15	3,77 ± 0,16	276 ± 48	273 ± 48	281 ± 69	274 ± 60
		Midi	3,74 ± 0,11	3,77 ± 0,15	3,77 ± 0,16	3,76 ± 0,17	289 ± 48	268 ± 35	280 ± 52	267 ± 46
		Soir	3,76 ± 0,16	3,75 ± 0,14	3,75 ± 0,14	3,75 ± 0,14	279 ± 50	274 ±30	272 ± 34	267 ± 35
	Année précédente 1980	Matin	4,40 ± 0,19	4,33 ± 0,21	4,29 ± 0,16	4,39 ± 0,22	95 ± 18	103 ± 32	106 ± 22	99 ± 32
		Midi	4,36 ± 0,12	4,41 ± 0,26	4,40 ± 0,32	4,45 ± 0,26	100 ± 19	92 ± 18	103 ± 32	92 ± 18
		Soir	4,38 ± 0,23	4,38 ± 0,18	4,33 ± 0,19	4,42 ± 0,16	97 ± 22	98 ± 20	104 ± 24	95 ± 24
Épinette blanche	Année en cours 1981	Matin	4,20 ± 0,27	4,30 ± 0,34	4,25 ± 0,40	4,27 ± 0,36	276 ± 88	258 ± 102	300 ± 120	277 ± 136
		Midi	4,20 ± 0,41	4,27 ± 0,21	4,16 ± 0,23	4,18 ± 0,27	284 ± 124	280 ± 122	287 ± 103	286 ± 95
		Soir	4,23 ± 0,30	4,32 ± 0,25	4,17 ± 0,21	4,17 ± 0,28	284 ± 98	294 ± 144	276 ± 73	291 ± 113

* Pouvoir tampon : µ équivalent d'ions H requis pour modifier le pH d'extraits de feuillage équivalent à 1 g de feuillage séché à l'étuve par unité de pH (Sidhu et Zakrevsky 1982).

branches orientée au nord, au sud, à l'est et à l'ouest, à 9 h, à 12 h et à 17 h. Dans le cas du sapin baumier, la croissance de 1981 et de 1982 a été échantillonnée séparément. Le feuillage provenant des trois branches recueillies à chaque point cardinal a été congelé ensemble dans de la glace sèche. Toutefois, les échantillons provenant de chaque année de croissance, de chaque point cardinal et de chaque arbre ont été traités séparément. Le pouvoir tampon a été déterminé par la méthode décrite par Sidhu et Zakrevsky (1982), sauf que les titrations ont été établies à l'aide du titroprocesseur 636 (Brinkman, Rexdale, Ontario).

Variations saisonnières et interspécifiques

Le pouvoir tampon de 18 espèces forestières déterminé en 1979 indiquait d'importantes différences interspécifiques et justifiait l'étude des variations annuelles et saisonnières à l'intérieur des espèces. Au cours de la dernière semaine de mai 1980, cinq individus ou bouquets (arbrisseaux et lichens) de chaque espèce (tableau 2) ont été étiquetés à des fins d'échantillonnage à long terme. Les espèces étaient regroupées à l'intérieur d'un rayon de 50 mètres, dans un peuplement forestier ouvert de sapins baumiers et d'épinettes noires. Le feuillage de cinq individus de chaque espèce a été échantillonné deux fois au cours de 1980 et sept fois au cours de 1981. Les échantillons de chaque individu, de chaque année de croissance et de chaque moment d'échantillonnage ont été traités séparément. Les espèces et les dates d'échantillonnage sont énumérées au tableau 2.

Pouvoir tampon et analyse des éléments nutritifs du feuillage

Des échantillons de feuillage de neuf espèces recueillis en juin et en août 1980, pour déterminer le pouvoir tampon, ont aussi été analysés pour établir les concentrations en éléments nutritifs.

Les sous-échantillons devant servir à l'analyse des éléments nutritifs ont été séchés à 70° C pendant au moins 48 heures et moulus pour passer à travers un tamis nº 40. Les échantillons moulus ont été analysés pour en déterminer les éléments suivants: F, Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Zn, Cd, Mn, Cu, Ni, P, S et N.

Pour la détermination des cations, un échantillon de 1,0 gramme a d'abord été réduit en cendres à 475° C, le résidu a été minéralisé dans HF, évaporé jusqu'à siccité et redissous dans 1 ml d'eau régale (1 ml HNO_3 : 3 ml HCl) puis dilué jusqu'à 100 ml et enfin analysé par spectrophotométrie.

Le total de N et de P ont été déterminés par colorimétrie. Chaque échantillon a été minéralisé dans un mélange de H_2SO_4 concentré (25 ml) et un catalyseur (10 g en proportion de 15 g K_2SO_4 : 0,7 g HgO) à 290° C sur une unité de minéralisation pendant 2 heures. La substance obtenue a été diluée jusqu'à 250 ml avec H_2O et analysée pour en déterminer simultanément N et P par une méthode automatisée de colorimétrie (Anonyme, 1976).

Le soufre total a été déterminé par chromatographie ionique. Une portion de 0,10 g d'un échantillon a été consumée dans un ballon de Schöniger et le gaz obtenu a été absorbé dans 25 ml de H_2O contenant 4-5 gouttes de H_2O_2. La solution obtenue a été analysée par chromatographie ionique pour en déterminer le soufre (Zakrevsky et Sidhu, 1982).

Pour le total des fluorures, un échantillon de feuillage de 1,0 g a été réduit en cendres en présence de 0,02 g de CaO à 450° C et fusionné avec NaOH puis dissous dans HCl. Le pH a été réglé à 5,7 et le volume à 50 ml. Le fluorure de la solution a été mesuré à l'aide d'une électrode spécifique à l'ion F (Buck et Reusman, 1971; Sidhu, 1979).

Tableau 2. pH moyen (± S) et pouvoir tampon (Buffering Capacity B.C.) de feuillage provenant d'individus étiquetés, parmi certaines espèces boréales, entre juin 1980 et octobre 1981.

Espèce, année de croissance	Para-mètre	Date d'échantillonnage								
		16 juin 1980	20 août 1980	9 juin 1981	23 juin 1981	7 juillet 1981	21 juillet 1981	4 août 1981	19 août 1981	1er sept. 1981
Sapin baumier,+	pH	4,15 ± 0,20	3,96 ± 0,23	4,93 ± 0,29	4,72 ± 0,27	4,55 ± 0,29	4,44 ± 0,18	4,44 ± 0,19	4,39 ± 0,20	4,44 ± 0,12
1980	B.C.	204 ± 35	132 ± 39	62 ± 22	69 ± 22	82 ± 22	88 ± 18	100 ± 24	109 ± 26	102 ± 26
Sapin baumier,+	pH	-	-	4,01 ± 0,16	3,75 ± 0,13	3,64 ± 0,16	3,95 ± 0,17	3,98 ± 0,14	4,10 ± 0,23	4,15 ± 0,22
1981	B.C-	-	207 ± 34	241 ± 49	245 ± 41	143 ± 45	144 ± 38	144 ± 38	124 ± 35	122 ± 39
Épinette noire,+	pH	3,85 ± 0,13	3,97 ± 0,27	4,88 ± 0,16	4,81 ± 0,40	4,53 ± 0,10	4,47 ± 0,13	4,34 ± 0,09	4,38 ± 0,20	4,44 ± 0,09
1980	B.C.	244 ± 62	158 ± 34	69 ± 14	65 ± 14	99 ± 13	113 ± 14	108 ± 15	117 ± 16	117 ± 29
Épinette noire,+	pH	-	-	3,98 ± 0,18	3,41 ± 0,10	3,45 ± 0,10	3,88 ± 0,19	3,89 ± 0,33	4,01 ± 0,25	4,20 ± 0,32
1981	B.C.	-	-	278 ± 44	479 ± 58	391 ± 87	216 ± 57	185 ± 48	161 ± 41	145 ± 29
Mélèze, 1980+	pH	3,72 ± 0,09	3,80 ± 0,10	-	-	-	-	-	-	-
	B.C.	411 ± 27	338 ± 29	-	-	-	-	-	-	-
Mélèze, 1981+	pH	-	-	3,45 ± 0,04	3,48 ± 0,06	3,48 ± 0,07	3,71 ± 0,08	3,76 ± 0,09	3,81 ± 0,12	4,09 ± 0,14
	B.C.	-	-	366 ± 27	332 ± 38	327 ± 40	261 ± 23	245 ± 29	231 ± 28	204 ± 39
Bouleau blanc,+	pH	5,00 ± 0,27	5,10 ± 0,33	-	-	-	-	-	-	-
1980	B.C.	119 ± 54	118 ± 63	-	-	-	-	-	-	-
Bouleau blanc,+	pH	-	-	4,99 ± 0,38	4,61 ± 0,31	4,61 ± 0,37	4,95 ± 0,27	5,50 ± 0,29	5,25 ± 0,24	5,39 ± 0,10
1981	B.C.	-	-	132 ± 105	182 ± 121	150 ± 90	134 ± 61	116 ± 64	96 ± 43	79 ± 27
Aulne, 1980*	pH	5,68	5,65	-	-	-	-	-	-	-
	B.C.	93	96	-	-	-	-	-	-	-
Aulne, 1981*	pH	-	-	5,49	4,84	5,06	5,02	5,12	5,05	5,43
	B.C.	-	-	101	125	115	118	85	93	88
Kalmia, 1980*	pH	5,14	4,69	-	-	-	-	-	-	-
	B.C.	65	74	-	-	-	-	-	-	-
Kalmia, 1981*	pH	-	-	5,72	5,46	4,74	4,63	4,67	4,59	4,74
	B.C.	-	-	4	52	82	97	92	78	77
Bleuet (myrtille),*	pH	3,31	3,38	-	-	-	-	-	-	-
1980	B.C.	577	585	-	-	-	-	-	-	-
Bleuet (myrtille),*	pH	-	-	3,25	3,28	3,26	3,36	3,31	3,52	3,72
1981	B.C.	-	-	616	511	586	511	500	422	471
Framboisier,*	pH	5,61	5,73	-	-	-	-	-	-	-
1980	B.C.	91	90	-	-	-	-	-	-	-
Framboisier,*	pH	-	-	5,24	5,23	5,21	5,32	5,47	5,60	5,53
1981	B.C.	-	-	134	124	96	72	77	75	64
*Cladonia**	pH	4,54	4,34	-	-	-	-	-	-	-
alpestris, 1980	B.C.	15	21	-	-	-	-	-	-	-
*C. alpestris**	pH	-	-	4,69	4,27	4,50	4,29	4,10	4,15	4,21
1981	B.C.	-	-	11	20	30	22	21	24	20

+ La déviation standard est la mesure des différences parmi les individus de la même espèce. Les échantillons de feuillage de chaque individu ont été analysés séparément.
*Échantillons en vrac de 5 individus par espèce analysés pour en déterminer le pH et le B.C.

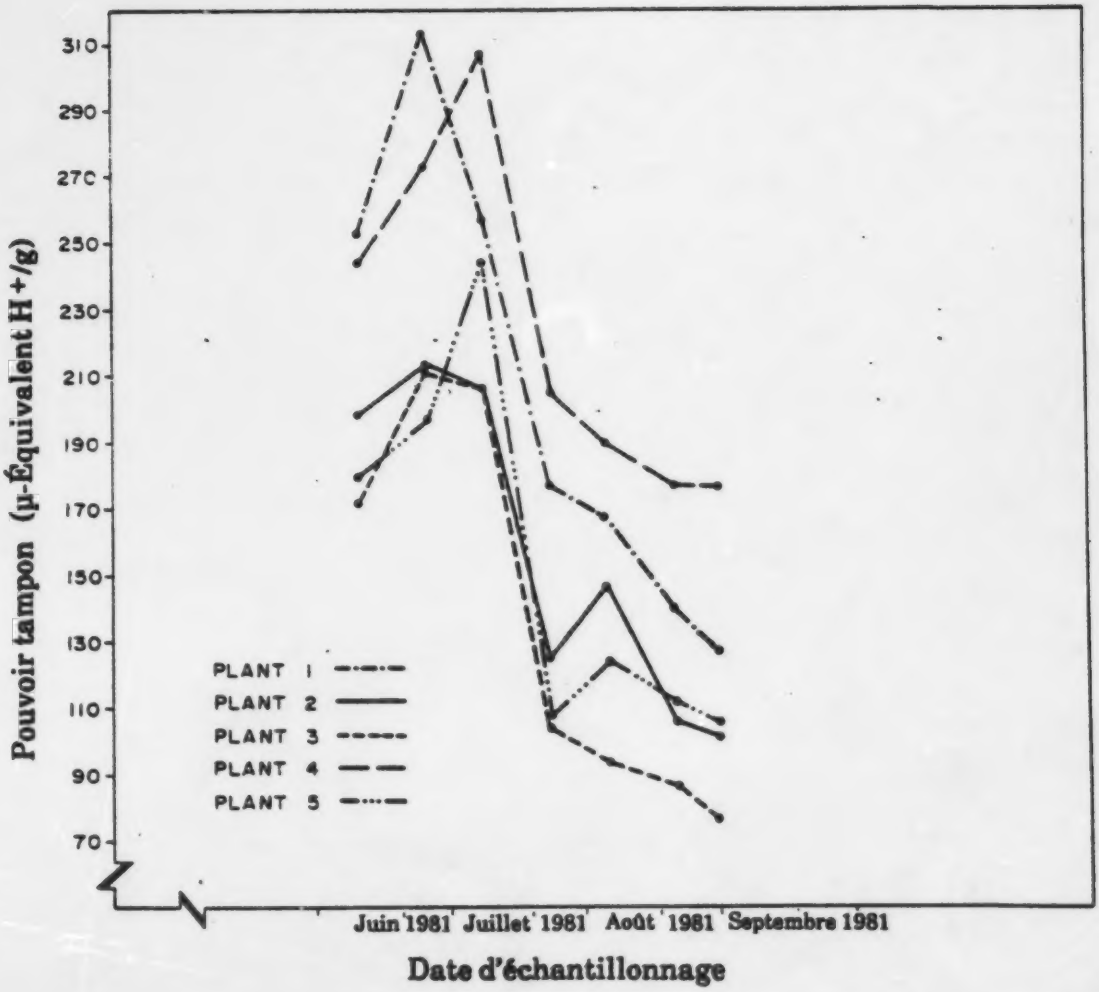


Figure 1. Pouvoir tampon moyen d'extraits de feuillage de cinq sapins baumiers différents, croissance de 1981.

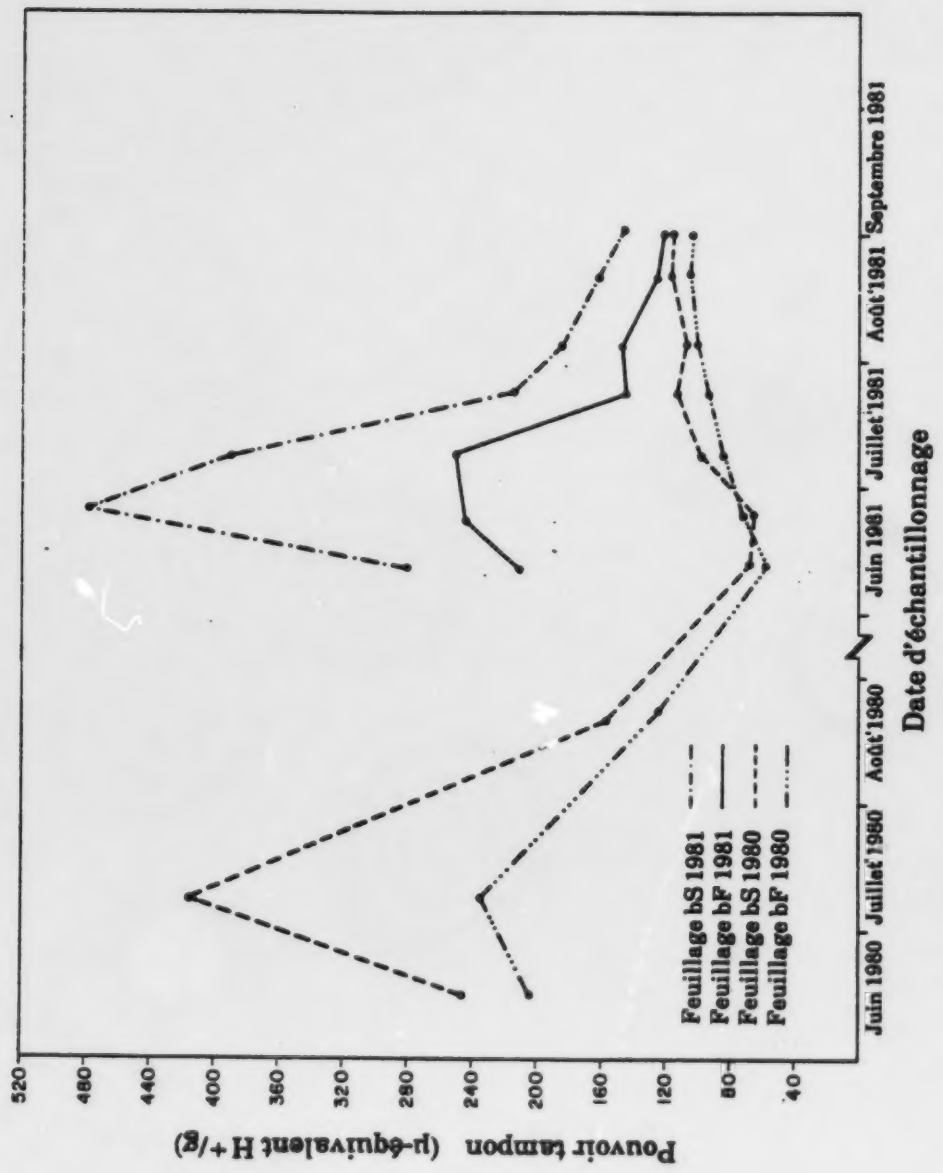


Figure 2. Pouvoir tampon moyen d'extraits de feuillage d'épinettes noires (*Black spruce* (bS)) et de sapins baumiers (*Balsam fir* (bF)) entre Juin 1980 et septembre 1981.

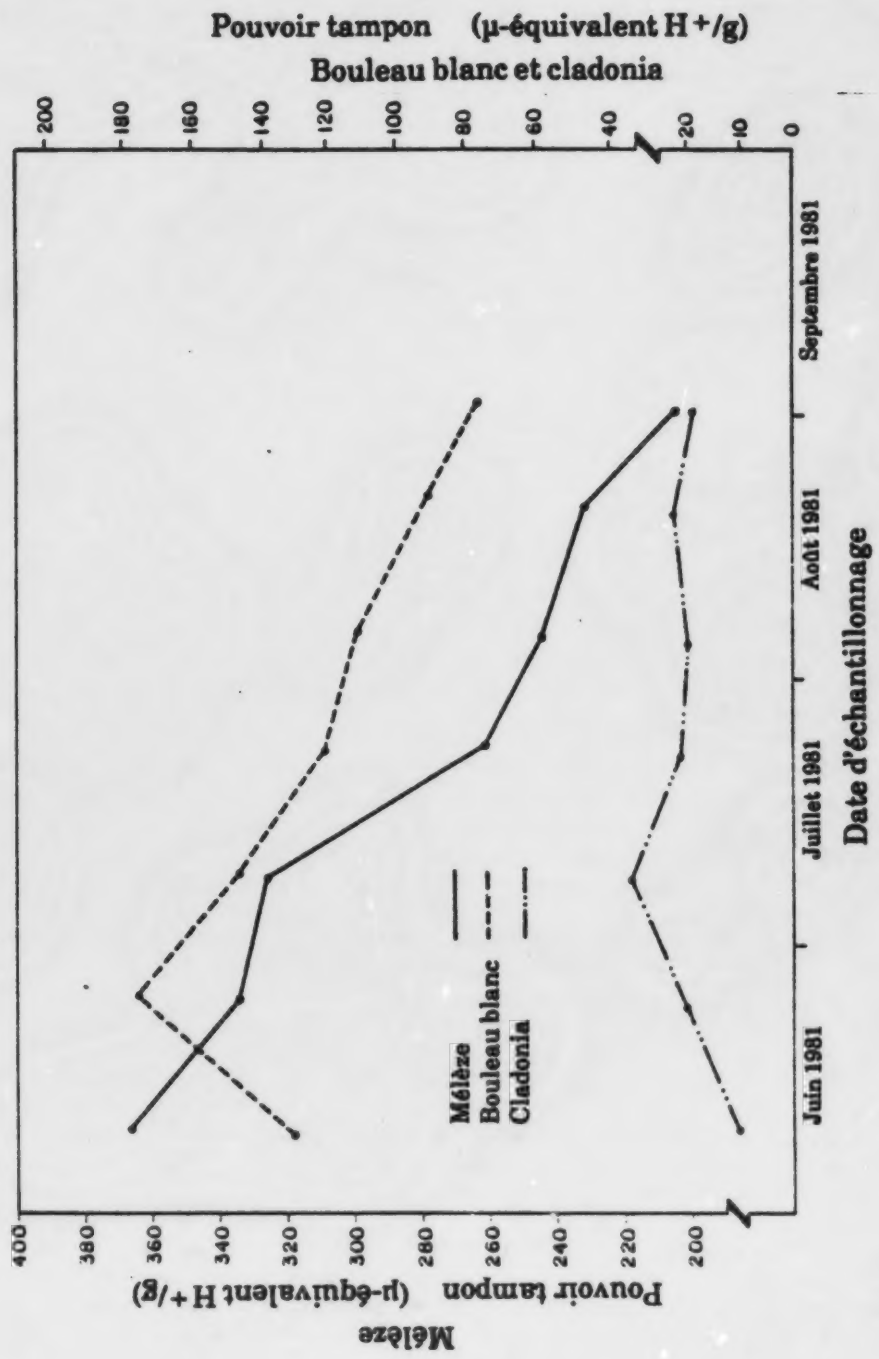


Figure 3. Pouvoir tampon moyen d'extraits de feuillage de mélèzes, de bouleaux blancs et de cladonia, croissance de 1981.

Résultats et discussion

Variations diurnes

Le pH moyen et le pouvoir tampon des extraits de feuillage de sapins baumiers et de bouleaux blancs pour différents moments de la journée et différents points cardinaux sont présentés au tableau 1. Chez le sapin baumier, le pH du feuillage de l'année en cours était en moyenne de 0,6 unité inférieur à celui du feuillage de l'année précédente. La différence de pH chez les individus variait de 0,11 à 0,18 unité dans le feuillage de l'année en cours et de 0,12 à 0,32 unité dans le feuillage de l'année précédente. Par contre, le pouvoir tampon du feuillage de l'année en cours était de 2,2 à 3,0 fois celui du feuillage de l'année précédente. Le pH et le pouvoir tampon variaient peu selon le moment de la journée et l'orientation des branches (tableau 1).

Les différences de pouvoir tampon chez les individus étaient beaucoup plus grandes pour le bouleau blanc que pour le sapin baumier (tableau 1). Le pH des extraits de feuillage de bouleau blanc était supérieur à celui du sapin baumier. Sur une base diurne, le pouvoir tampon variait de 9 à 14 pour 100 de la valeur la plus basse de la journée. Le matin, les échantillons de feuillage provenant de branches exposées à l'est démontraient le pouvoir tampon le plus élevé tandis que le pouvoir tampon le plus faible se retrouvait dans des échantillons provenant de branches exposées au sud. Le soir, le pouvoir tampon était au maximum dans le feuillage provenant de branches exposées au sud et à son minimum dans le feuillage provenant de branches exposées à l'est. La différences dues à l'orientation géographique étaient à leur minimum dans les échantillons recueillis le midi. À cause de ces observations, on recommande que l'échantillonnage du feuillage devant servir à déterminer le pouvoir tampon soit de préférence effectué le midi.

Variations saisonnières et annuelles

À partir d'une étude préliminaire effectuée en 1979, les neuf espèces énumérées au tableau 2 ont été choisies pour servir à un échantillonnage sur une période de deux ans pour déterminer le degré de variation inter- et intraspécifique ainsi que les variations saisonnières et annuelles du pouvoir tampon et du pH dans les extraits de feuillage de ces espèces. Les résultats de l'analyse des échantillons recueillis entre le 16 juin 1980 et le 1er septembre 1981 sont résumés au tableau 2.

Les variations du pH et du pouvoir tampon dans le feuillage de l'année en cours des conifères, des décidus à feuilles larges et des éricacées suivaient des modèles similaires. Par exemple, le pouvoir tampon moyen du feuillage de l'année en cours de sapins baumiers était au maximum quatre à cinq semaines après l'éclosion des bourgeons puis diminuait de 50 pour 100 vers l'automne. Le pH variait à l'inverse du pouvoir tampon. Le pouvoir tampon du feuillage de l'année précédente au printemps était au minimum et atteignait graduellement son maximum dans les deux premières semaines d'août (tableau 2). Les individus différaient les uns des autres mais suivaient des modèles similaires durant la saison de croissance (figure 1). Le modèle des variations chez l'épinette noire était semblable à celui du sapin baumier (tableau 2, figure 2); toutefois, le pouvoir tampon était plus élevé et le pH moins élevé que chez le sapin baumier.

Les variations depuis le printemps jusqu'à l'automne dans le pouvoir tampon du mélèze et des espèces à feuilles larges suivaient le même modèle général chez le sapin baumier. Les variations entre le printemps et l'automne n'étaient pas aussi importantes que chez le sapin baumier et les maximums et les minimums chez les différentes espèces se sont manifestés légèrement plus tard ou plus tôt durant la saison de croissance. En dépit de toutes ces variations intraspécifiques ainsi que des variations saisonnières et annuelles, les différences, parmi les espèces, étaient significatives et constantes dans des conditions naturelles. Par conséquent, le pouvoir tampon offre des possibilités d'emploi pour établir l'indice de la sensibilité relative des espèces aux polluants acides.

Il n'y a pas de rapport linéaire entre le pH et le pouvoir tampon des extraits de feuillage. Cependant, certaines espèces et certains groupes d'espèces ont démontré certaines caractéristiques (tableau 2):

i) chez tous les conifères, la croissance de l'année en cours avait le plus fort pouvoir tampon au printemps et au début de l'été et le plus faible, à l'automne. Le pouvoir tampon des branches moins jeunes toutefois était le plus faible au printemps et augmentait graduellement vers l'automne pour demeurer de 20 à 30 pour 100 inférieur à celui de la croissance de l'année en cours. Dans la plupart des cas, le pH était plus élevé lorsque le pouvoir tampon était moindre et vice versa.

ii) Le pH d'extrait de feuillage d'espèces décidues à feuilles larges était habituellement plus élevé que celui des conifères, sauf chez le bleuet (myrtille). Cette espèce a démontré le plus fort pouvoir tampon et le plus faible pH de toutes les espèces comprises dans l'étude. En général, le pouvoir tampon de ces espèces est inférieur à celui des conifères et diminue du printemps à l'automne.

iii) Chez *Cladonia* et les autres lichens, le pouvoir tampon est très faible et le pH des extraits atteint un niveau intermédiaire entre celui des conifères et des espèces décidues à feuilles larges.

Pouvoir tampon et teneur en éléments nutritifs du feuillage

Les résultats de l'analyse des éléments nutritifs des échantillons ayant servi à la détermination du pouvoir tampon pour l'année 1980 sont présentés au tableau 3. Le pouvoir tampon n'avait aucune corrélation significative ($P = 0,10$) avec un des éléments énumérés au tableau 3. Les variations dans les concentrations des éléments étaient de nature soit saisonnière, soit spécifique.

Dans tous les cas, le fluorure représentait moins de 10 ppm et demeurait à des concentrations normales chez toutes les espèces au printemps comme à l'automne. Le calcium et le magnésium augmentaient graduellement selon un modèle typique depuis le printemps jusqu'à l'automne dans la croissance de l'année en cours des conifères et des espèces à feuilles larges; ce modèle était semblable à celui signalé par d'autres chercheurs (Kramer et Kozlowski, 1960; Likens et Bormann, 1970; Gosz et al., 1972). Les framboisiers et *Cladonia* étaient les exceptions. Les concentrations de potassium, de phosphore et d'azote diminuaient entre le printemps et l'automne, à l'exception de N et P dans la croissance de l'année en cours de conifères, de Kalmia et de lichens. Dans ce dernier cas, il y avait une augmentation ou une diminution minime entre le printemps et l'automne. Parmi les autres cations analysés, il y avait augmentation de l'aluminium et du fer dans la plupart des cas entre le printemps et l'automne et diminution du cuivre à l'automne. Aucun modèle constant n'a été constaté pour ce qui est du manganèse. Il n'y a pas eu de changement dans le cadmium et le nickel.

Pour le soufre, seules les données relatives aux échantillons du printemps étaient disponibles au moment de la rédaction.

Pouvoir tampon et sensibilité relative des espèces végétales aux polluants acides

Le pouvoir tampon de 18 espèces étudiées au cours de 1979 variait de façon importante d'une espèce à l'autre. À ce moment, aucune publication n'était disponible sur la sensibilité relative de ces espèces aux pluies acides. Les 18 espèces ont été mises en ordre selon leur pouvoir tampon relatif et selon leur indice calculé de sensibilité relative (1 x 100/Pouvoir tampon relatif). Les lichens, dont la grande sensibilité au SO_2 est connue, avait le plus faible pouvoir tampon et le plus fort indice de sensibilité. Les espèces à feuilles larges comme l'aulne (*Alnus crispa*) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) avaient un pouvoir tampon intermédiaire et les conifères, un pouvoir tampon élevé. Il s'agit là d'une constatation logique si l'on tient compte du fait que les espèces à feuilles larges sont plus sensibles au SO_2 et aux autres polluants acides que les conifères. L'ordre relatif des 18 espèces est présenté au tableau 4.

Tableau 3. Pouvoir tampon (Buffering Capacity BC) et concentration moyenne[1] de certains éléments dans le feuillage de plantes boréales échantillonnées au printemps et à l'automne de 1980, Norman's Cove, Terre-Neuve

Espèce	Année de croissance	Date d'échantillonnage	pH extraits de feuillage	BC extraits de feuillage	Concentration (± SI) d'éléments (ppm, masse du feuillage sèche à l'étuve)												% N
					F	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Zn	Mn	Cu	P	S	
Sapin baumier	1979	16 juin 80	4,97 ± 0,29	55 ± 20	6,0 ± 2,5	5654 ± 1142	609 ± 40	3737 ± 476	295 ± 123	321 ± 85	68 ± 25	33 ± 7	1180 ± 198	9 ± 4,0	454 ± 130	734 ± 81	0,77 ± 0,09
		20 août 80	4,45 ± 0,19	102 ± 27	4,8 ± 0,6	5929 ± 1480	860 ± 157	4092 ± 515	380 ± 134	424 ± 194	130 ± 52	43 ± 9	1363 ± 319	5 ± 1,0	1120 ± 190	-	1,04 ± 0,18
	1980	16 juin 80	4,15 ± 0,20	204 ± 35	5,7 ± 2,7	855 ± 75	804 ± 154	12896 ± 759	169 ± 67	244 ± 40	50 ± 21	43 ± 6	172 ± 21	8 ± 2,0	3854 ± 390	1596 ± 129	2,06 ± 0,32
		20 août 80	3,96 ± 0,23	132 ± 39	4,1 ± 0,8	3569 ± 726	755 ± 115	4710 ± 352	456 ± 128	309 ± 119	111 ± 94	33 ± 4	714 ± 222	6 ± 2,0	1150 ± 150	-	1,01 ± 0,18
Épinette noir	1979	16 juin 80	4,59 ± 0,13	58 ± 6	7,0 ± 0,6	4657 ± 1011	580 ± 56	3399 ± 593	399 ± 113	135 ± 12	53 ± 8	48 ± 13	1667 ± 421	6 ± 2,0	408 ± 130	622 ± 42	0,73 ± 0,04
		20 août 80	4,60 ± 0,07	101 ± 11	5,0 ± 1,2	6084 ± 2131	798 ± 348	2529 ± 712	598 ± 188	119 ± 40	118 ± 28	44 ± 23	979 ± 715	5 ± 0,1	900 ± 140	-	0,98 ± 0,04
	1980	16 juin 80	3,85 ± 0,13	244 ± 62	6,0 ± 2,5	1361 ± 205	672 ± 67	6869 ± 735	307 ± 41	50 ± 15	43 ± 15	29 ± 3	447 ± 87	7 ± 2,0	1935 ± 40	869 ± 49	1,09 ± 0,10
		20 août 80	3,97 ± 0,27	158 ± 34	3,9 ± 0,8	2112 ± 363	748 ± 145	5202 ± 447	271 ± 109	100 ± 33	94 ± 78	34 ± 4	1592 ± 718	5 ± 0,7	1240 ± 130	-	0,82 ± 0,40
Mélèze	1980	16 juin 80	3,72 ± 0,09	411 ± 27	7,8 ± 1,0	1415 ± 250	544 ± 103	17089 ± 1103	478 ± 62	135 ± 22	95 ± 31	42 ± 2	555 ± 265	11 ± 3,0	5185 ± 470	2228 ± 83	3,15 ± 0,25
		20 août 80	3,80 ± 0,11	338 ± 29	5,9 ± 0,3	2439 ± 585	1322 ± 210	4549 583	957 ± 555	333 ± 89	188 ± 47	25 ± 7	553 ± 388	6 ± 0,2	1820 ± 340	-	1,54 ± 0,08
Bouleau blanc	1980	16 juin 80	5,24 ± 0,28	119 ± 56	9,2 ± 2,2	2780 ± 1521	2056 ± 359	11950 ± 1199	454 ± 138	-	89 ± 14	-	1463 ± 590	14 ± 2,0	5412 ± 737	2488 ± 303	3,79 ± 0,30
		20 août 80	5,12 ± 0,30	118 ± 63	5,2 ± 0,9	5597 ± 2643	2707 ± 614	6374 ± 1509	526 ± 96	109 ± 25	134 ± 31	20 ± 7	2557 ± 667	9 ± 0,2	2470 ± 450	-	2,32 ± 0,18
Aulne	1980	16 juin 80	5,68	93	8,9	2989	2380	11 625	444	115	134	64	498	18,0	4869	2697	3,71
		20 août 80	5,65	96	5,7	4532	3626	5665	517	116	193	59	1161	9,0	2020	-	3,08
Bleuet (myrtille)	1980	16 juin 80	3,31	577	6,8	2753	1147	9558	229	191	151	42	2141	12,0	3819	2243	2,96
		20 août 80	3,38	585	5,8	6012	2464	3252	453	199	422	28	2759	9,0	1280	-	1,64
Kalmia	1980	16 juin 80	5,14	65	7,2	2980	1192	2981	258	174	85	15	1575	6,0	932	873	1,11
		20 août 80	4,69	104	4,3	6918	1037	4249	207	754	65	14	-	8,0	1280	-	1,36
Framboisier	1980	16 juin 80	5,61	91	8,3	6143	2510	17 891	752	895	68	68	1691	13,0	4438	2257	3,95
		20 août 80	5,73	90	6,0	5477	5245	10 102	388	472	259	49	1360	9,0	2680	-	2,26
Cladonia	1978/80	16 juin 80	4,54	15	7,5	675	298	1796	167	399	285	12	23	2,0	394	448	0,47
		20 août 80	4,34	21	5,3	279	149	1295	80	377	341	8	20	4,0	590	-	0,38

* Les concentrations de Cd et de Ni dans tous les échantillons étaient inférieures à < 0,1 ppm

[1] Moyenne de cinq individus pour chaque espèce

Tableau 4. Pouvoir tampon, pouvoir tampon relatif et sensibilité de certaines espèces forestières boréales de Terre-Neuve

Espèces	16 juillet 1979		
	B.C.*	B.C. Rel.**	S.I.***
Ramalina minuscula (Nyl.) Nyl.	11	0,51	196
Cladonia rangiferina (L.) Wigg.	14	0,65	154
C. mitis Sandst.	16	0,74	135
C. alpestris (L.) Rabenh.	16	0,74	135
Cetraria ciliaris Ach.	26	1,20	83
Usnea longissima (L.) Ach.	29	134	75
Hypogumnia physodes (L.) Nyl.	34	1,57	64
Alectoria nidulifera Norrl.	50	2,31	43
Kalmia angustifolia L.	90	4,17	24
Rubus idaeus L.	94	4,35	23
Alnus crispa (Ait.) Pursh	109	5,05	20
Betula papyrifera Marsh.	144	6,67	15
Sorbus americana Marsh.	156	7,27	14
Ledum groenlandicum Oeder	196	9,07	11
Abies balsamea (L.) Mill.	226	10,46	10
Picea mariana (Mill.) B.S.P.	240	11,11	9
Larix laricina (Du Roi) K. Koch	268	12,41	8
Vaccinium angustifolium Ait.	441	20,42	5

* B.C. = Pouvoir tampon (Buffering capacity)

** B.C. Rel. $= \frac{\text{B.C. de l'espèce (i)} \times 100}{\Sigma_i \text{ B.C.}}$

*** S.I. = indice de sensibilité (Sensitivity Index) $= \frac{1}{\text{B.C. Rel}} \times 100$

L'ordre des espèces choisies, établi selon leur pouvoir tampon relatif, se compare favorablement avec l'ordre établi selon leur sensibilité au SO_2, dont ont fait état Malhotra et Addison (979) et qui se présente comme suit:

Ordre de sensibilité, d'après l'apparition de ymptômes reliés sau SO_2, après fumigation	Ordre de sensibilité établi d'après le pouvoir tampon relatif
Bouleau blanc	Aulne vert
Aulne vert	Bouleau blanc
Pin gris	
Thé du Labrador	Thé du Labrador
Épinettes blanche et noire	Épinette noire

Le pouvoir tampon relatif ne peut servir d'indice de sensibilité que si les cotes de sensibilité établies d'après le pouvoir tampon demeurent passablement constantes d'un site à l'autre et d'une année à l'autre. La sensibilité relative de 9 espèces, basée sur des mesures du pouvoir tampon à 4 moments différents sont présentées au tableau 5. Les valeurs absolues de la sensibilité relative ont varié, mais leur rang sur l'échelle de sensibilité est demeuré inchangé. D'après l'information disponible à l'heure actuelle, le pouvoir tampon offre des possibilités intéressantes d'utilisation pour établir un indice de la sensibilité relative des espèces aux pluies acides; la méthode doit toutefois faire l'objet d'essais supplémentaires dans des conditions simulées et naturelles.

Ouvrages de référence

Anonyme (1976). *Individual/simultaneous determination of nitrogen and/or phosphorus in BD acid digests. Technicon Industrial Method Nº 329-74W/A. Technicon Industrial Systems, Tarrytown*, N.Y. 1976.

Buck, M.; Reusman, G. 1971. *A new semi-automated method for fluoride determination in plant and air samples.* Fluoride 4:5-15.

Gosz, J.R.; Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1972. *Nutrient of litter fall on the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Ecology* 53:769-784.

Kramer, P.J.; Kozlowski, T.T. 1960. *Physiology of trees.* McGraw-Hill Book Co., N.Y. 642 p.

Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1970. *Chemical analysis of plant tissue of the Hubbard Brook Ecosystem in central New Hampshire. Yale University School of Forestry Bull.* Nº 79. 20 p.

Malhotra, S.S.; Addison, P.A. 1979. *Interim report on symptomology and threshold levels or air pollutant injury to vegetation, 1975 to 1978.* Programme d'études environnementales sur les sables pétrolifères de l'Alberta. Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières du Nord, Edmonton, Canada. AOSERP Rep. 44. 13 p.

Scholz, F.; Knabe, W. 1976. *Investigations on buffering capacity in spruce clones of different resistance to air pollution. XVI IUFRO World Congress*, Oslo, 1976. Section 2.09.04, 10 p.

Tableau 5. Pouvoir tampon (B.C.) et indice de sensibilité (S.I.) de certaines espèces forestières boréales de Terre-Neuve

Espèces	16 juillet 1979		20 juin 1980		20 août 1980		moyenne 1981 (14 semaines)*	
	B.C.**	S.I.***	B.C.	S.I.	B.C.	S.I.	B.C.	S.I.
Cladonia alpestris (L.) Rabenh.	16	102,0	15	120,5	21	71,4	21	80,0
Kalmia angustifolia L.	90	18,1	65	27,9	74	20,2	77	23,9
Rubus idaeus L.	94	17,3	91	20,0	90	16,6	92	18,2
Alnus crispa (Ait.) Pursh	109	14,9	93	19,5	96	15,6	103	16,2
Betula papyrifera Marsh.	144	11,3	119	15,3	118	12,7	127	13,1
Abies balsamea (L.) Mill.	226	7,2	204	8,9	132	11,4	175	9,6
Picea mariana (Mill.) B.S.P.	240	6,8	242	7,5	146	10,3	265	6,3
Larix laricina (Du Roi) K. Koch	268	6,1	411	4,4	238	6,3	280	6,0
Vaccinium angustifolium Ait.	441	3,7	577	3,1	585	2,6	531	3,1

* 1981 - B.C. moyen = moyenne de 7 échantillons recueillis entre le 9 juin et le 1er septembre 1981

** B.C. = Pouvoir tampon (Buffering Capacity)

*** S.I. = $(\Sigma_j$ B.C.$)$/B.C. Sp_i

Scholz, F.; Reck, S. 1977. *effects of acid on forest trees as measured by titration in vitro, inheritance of buffering capacity in picea abies. water air soil pollut.* 8:41-45.

Scholz, F.; Stephan, B.R. 1974. *Physiologische Untersuchungen u"ber die unterschiedliche Resistenz von Pinus sylvestris gegen Lophodermium pinastri 1. Die Pufferkapazita"t in Nadeln. Eur. J. For. Path.* 4:118-126.

Sidhu, S.S. 1979. *Fluoride levels in air, vegetation and soil in the vicinity of a phosphorus plant. APCA Journal* 29:1069-1072.

Sidhu, S.S.; Zakrevsky, J.G. 1982. *A standardized method for determining buffering capacity of plant foliage. Plant & Soil* 66:173-179.

Zakrevsky, J.G.; Sidhu, S.S. 1982. *An ion-chromatographic method for the determination of total sulfur in plant material. 24th. Rocky Mountain Conference*, Colorado, 1-5 août 1982. Résumés. 1 p.

Effets de l'ozone sur l'équilibre hydrique des arbres forestiers en Suède

Lena Skärby
Björn Berglind
Swedish Environmental Research Institute
C.P. 5207
S-402 24 Gothenburg
Suède

Introduction

Depuis 1976, les aiguilles d'épinettes du sud de la Suède manifestent des symptômes semblables à ceux causés par la sécheresse (1). En 1982, les aiguilles des pins des forêts du sud du pays ont commencé à tomber plus tôt que prévu et en 1983, de nombreuses forêts d'épinettes du sud de la Suède ont manifesté les mêmes symptômes.

Quelques hypothèses ont été avancées pour expliquer ces symptômes. La plus réaliste est celle selon laquelle la sécheresse serait la cause, étant donné que les étés de 1976 et de 1982 ont été très secs et chauds.

Toutefois, la sécheresse ne semble pas être la seule explication aux dommages étendus constatés en 1982 et en 1983. Une possibilité qui n'a pas encore été vérifiée est celle du rôle important que l'ozone pourrait jouer dans les dommages constatés.

Les mesures du niveau d'ozone sur la côte ouest de Suède, qui ont commencé en 1972, démontrent que des manifestations d'ozone (120-400 $\mu g/m^3$) se produisent plus ou moins fréquemment chaque été.

De nombreux chercheurs dans le domaine de la pollution atmosphérique ont mesuré les effets à court terme de niveaux élevés d'ozone ($>250\ \mu g/m^3$) sur les arbres. Toutefois, il y a eu peu d'études sur les effets de niveaux moindres pendant une période plus longue (2). Des niveaux élevés d'ozone causent très souvent des symptômes visibles tandis que des niveaux moindres durant une saison de végétation peuvent causer des changements invisibles, comme une perte excessive d'eau, une diminution de la croissance, etc.

Nos recherches ont commencé en mars 1983 par l'étude pilote présentée ici. Notre hypothèse était que l'ozone affecte le mécanisme des stomates des conifères d'une façon qui perturbe le taux de transpiration. La possibilité qu'a l'arbre de maintenir son équilibre hydrique s'en trouve par conséquent perturbée, par exemple durant une période de sécheresse, lorsque l'ozone est présent.

Matériel et méthodes

Des semis de pins sylvestres (*Pinus sylvestris* L.) ont été exposés pendant six semaines à des conditions simulant des niveaux et des manifestations d'ozone 80 - 240 $\mu g/m^3$) qui surviennent sur la côte ouest de Suède chaque été. Les semis ont par la suite été soumis à la sécheresse (stress d'eau). Le système d'exposition consistait en quatre enceintes de verre de trois litres refroidies à l'eau «Perspex». Les semis ont été placés dans les enceintes et cultivés à 24° C (jour de 17 heures) et à 19° C (nuit de 7 heures) à une humidité relative de 45-50 pour 100.

L'air (30 litres/min) était purifié à l'aide de quatre filtres différents (charbon de bois, Purafil, K_2CO_3 et acide oxalique) pour en éliminer les particules, le SO_2, NO_x, NH_3, O_3 et les substances

organiques. La concentration d'ozone est mesurée avant et après l'introduction de l'air dans trois des enceintes. La quatrième sert de témoin, recevant de l'air pur seulement. La photosynthèse et la transpiration sont mesurées périodiquement.

Résultats

Le taux de photosynthèse n'a pas été affecté. Les niveaux d'ozone et les taux de transpiration des semis témoins et des semis exposés sont présentés à la figure 1 pour toute la période expérimentale.

Après 4 semaines d'exposition à 80 $\mu g/m^3$, y compris quatre manifestations à une concentration maximale de 240 $\mu g/m^3$, le taux de transpiration des semis à commencé à augmenter pendant la période de clarté (figures 1 et 2). Une semaine plus tard, la transpiration s'est également produite pendant la période d'obscurité chez les semis exposés à l'ozone. Les semis ont été exposés à une ou plusieurs manifestations d'ozone, puis soumis à un stress d'eau et à un stress d'oxone. Les semis exposés à l'ozone ont continué de transpirer plus (10 pour 100) que les témoins. Après deux jours de stress d'eau, la transpiration et la photosynthèse ont cessé chez les semis exposés à l'ozone, tandis que les semis témoins étaient encore vivants lorsque l'expérience a pris fin (figure 1).

Discussion

Chez les semis de pins, la perte d'eau accumulée au cours des six semaines a été de 110 g/g (masse anhydre) chez les semis exposés et de 100 g/g (masse anhydre) chez les témoins.

En admettant que cette différence soit significative, l'ozone pourrait avoir une influence importante sur la capacité des pins de maintenir un équilibre hydrique dans les régions où les niveaux d'ozone sont fréquemment élevés ($<240\ \mu g/m^3$). Les niveaux d'ozone employés dans cette étude pilote n'étaient pas extrêmement élevés. Des manifestations d'ozone peuvent se produire à des concentrations d'environ 300-400 $\mu g/m^3$ pendant plusieurs jours. En outre, ces niveaux d'ozone peuvent survenir plusieurs fois durant la saison comprise entre mai et septembre. Les résultats présentés ici sont préliminaires et l'expérience sera répétée. La même hypothèse sera vérifiée avec des semis d'épinettes (*Picea abies*).

Ouvrages de référence

Pia Barklund, (1983). Sveriges Skogsvardsförbunds Tidskrift N° 2, 29-42.

National Research Council, Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants (1977). Ozone and other photochemical oxidants. Washington D.C.: National Academy of Science.

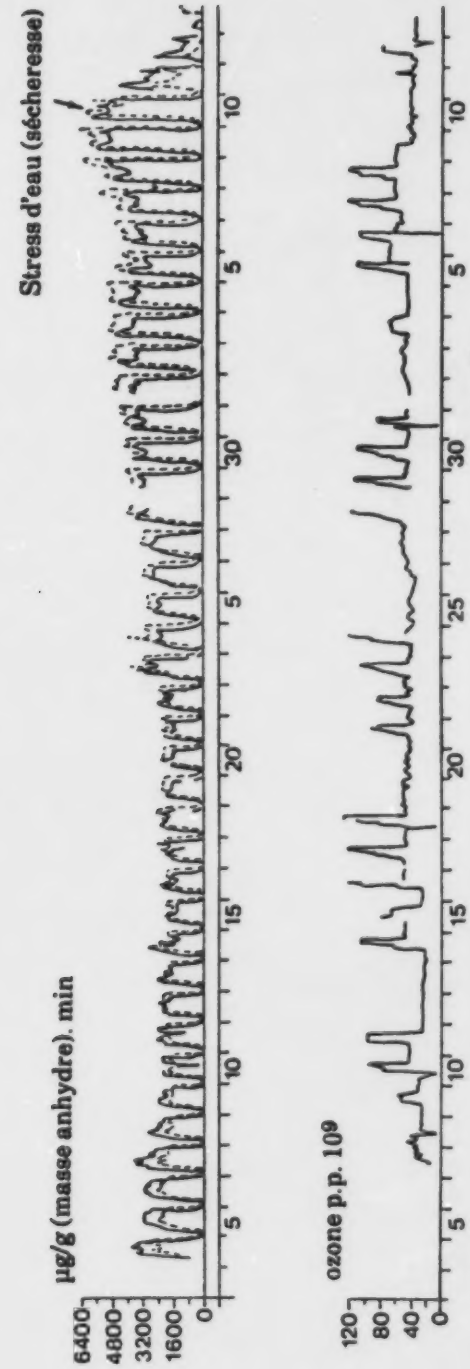


Figure 1. Taux de transpiration chez les semis de pins témoins (————) et exposés (-------) et concentration d'ozone utilisée dans l'expérience.

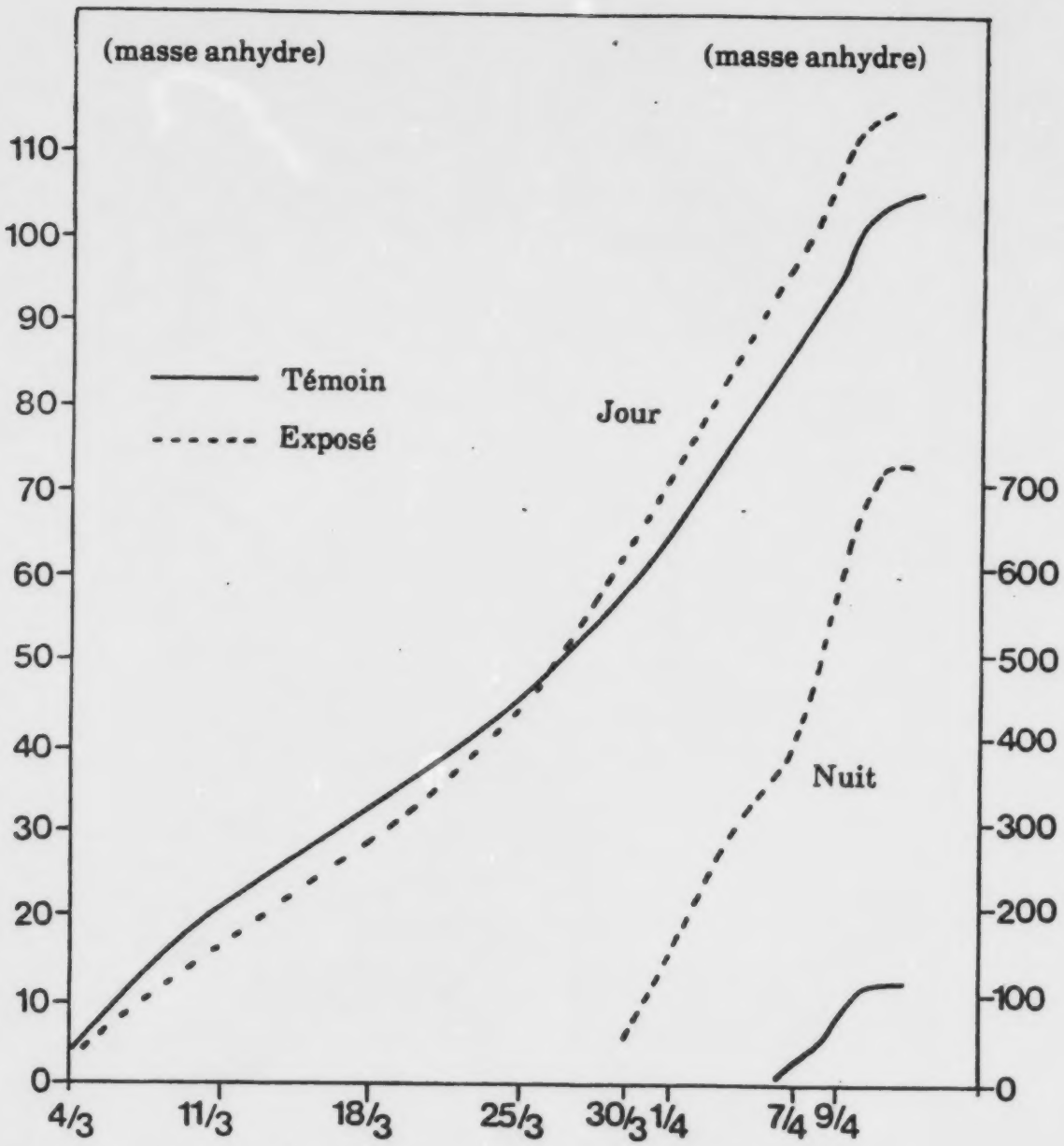


Figure 2. Perte d'eau accumulé chez les semis de pins pendant toute la période expérimentale.

Effets de l'ozone sur le pin sylvestre (Pinus sylvestris) et l'épinette (Picea abies)

Lena Skärby et Björn Berglind
Institut suédois de recherche sur l'environnement
C.P. 5207
S-402 24
Gothenburg, Suède

Résumé

On a étudié les dépôts et les effets de l'ozone sur des semis de pin sylvestre et d'épinette. Les semis de pin ont été exposés pendant six semaines à des concentrations en ozone et à des épisodes de pollution ozonée simulés (80-240 $\mu g\ m^{-3}$) courants sur la côte ouest de la Suède chaque été. Les semis d'épinette ont été exposés pendant deux semaines à deux épisodes de pollution ozonée simulés moyennant des concentrations maximales de 240 $\mu g\ m^{-3}$. Après avoir été exposés, les semis ont été conservés dans des chambres d'exposition et soumis à un stress hydrique pour étudier leur capacité de survie. On a mesuré les taux de captation, de photosynthèse nette, de respiration et de transpiration. La fixation de l'ozone a augmenté en proportion directe de la concentration en ozone. L'ozone affecte le mécanisme stomatique des semis, ce qui entraîne une transpiration accrue après un épisode de pollution ozonée. L'agression hydrique des semis a entraîné la mort prématurée (2 à 4 jours) des semis exposés à l'ozone par rapport aux semis témoins.

Le transport à distance des polluants atmosphériques et la contamination des écosystèmes terrestres par les métaux lourds

Wenche Solberg et Eiliv Steinnes
Département de chimie
Université de Trondheim
7055 Dragvoll, Norvège

Résumé

Les dépôts de certains éléments toxiques sont substantiellement plus élevés dans l'extrême sud de la Norvège que dans les régions plus septentrionales, principalement à cause du transport d'air pollué en provenance d'autres parties de l'Europe. Dans les sols de surface naturels, on constate la même répartition géographique pour un groupe d'éléments donné. Par exemple, la teneur en Pb des sols de surface est d'environ dix fois plus élevée dans l'extrême sud de la Norvège que dans les régions centrales ou septentrionales, qui ne sont pas touchées de façon notable par le transport à distance des polluants atmosphériques. Des études de la distribution verticale des métaux dans des profils de sols provenant de différentes parties du pays viennent appuyer l'idée que les dépôts atmosphériques sont la principale source des excès de Pb et de Cd retrouvés dans les sols de surface du sud de la Norvège. Une comparaison de la teneur en métaux lourds dans des espèces communes de plantes supérieures provenant d'écosystèmes forestiers de conifères du sud et du centre de la Norvège a permis de constater la même tendance que dans les sols. Les plants provenant de l'extrême sud du pays ont des teneurs en Pb et en Cd substantiellement plus élevées que ceux qui proviennent de localités équivalentes du centre du pays, cette différence allant souvent jusqu'au quintuple ou plus. Les éléments essentiels Cu et Zn ne manifestent pas de tendance similaire.

Introduction

Des études effectuées au cours de la dernière décennie nous ont démontré de façon convaincante que l'extrémité sud de la péninsule scandinave est considérablement affectée par les précipitations acides en provenance des régions fortement industrialisées du centre et de l'ouest de l'Europe. Les dépôts humides d'«excès de sulfate» dans l'extrême sud de la Norvège, en 1980, ont été environ dix fois plus élevés que dans la partie septentrionale du pays (6). Une des principales raisons de cette grande différence tient à ce que les précipitations dans le sud de la Norvège se produisent surtout lorsque les vents soufflent du sud-est et du sud-ouest tandis que les vents ouest et nord-ouest qui transportent un air relativement pur en provenance de la mer de Norvège sont surtout responsables des précipitations dans le centre et le nord du pays.

La pollution atmosphérique par les métaux lourds, en Norvège, a fait l'objet d'études approfondies à l'échelle nationale, au moyen d'échantillons de particules atmosphériques (concentration atmosphérique) de précipitations (dépôts humides) et d'échantillons de mousse (chiffre sur les dépôts relatifs). Ces études et d'autres (3, 4, 8) dans le domaine ont permis de mettre en évidence les grandes tendances suivantes:

a) les dépôts de nombreux éléments sont notablement plus élevés dans le sud et le sud- ouest du pays que dans les régions plus au nord. pour certains éléments relativement volatils (Pb, Cd, As ---) cette différence représente un facteur d'environ 10.

b) Une grande part de ces dépôts d'éléments-traces est due au transport atmosphérique à distance en provenance d'autres parties de l'Europe, comme c'est le cas des «excès de sulfate». Dans le cas du groupe d'éléments ci-dessus, le transport à distance est la source principale des dépôts atmosphériques en Norvège.

Métaux lourds dans les sols de surface de norvège

En 1977, des échantillons de sols de surface naturels ont été recueillis à environ 500 sites répartis uniformément dans le pays. Plus de 70 pour 100 des échantillons provenaient de profils podzoliques, donc ayant une teneur élevée en matière organique (50-90 pour 100). Ce matériel a jusqu'à maintenant été analysé pour ce qui est d'environ 25 éléments (HNO_3 - fraction soluble). Certains de ces éléments démontrent une répartition géographique similaire caractéristique dans les sols de surface, comme l'illustre le cas du Pb à la figure 1. La répartition semble suivre une tendance semblable à celle des dépôts atmosphériques de plomb, ce qui indique que la teneur en Pb des sols de surface, dans le sud de la Norvège, dépend en grande partie des transports atmosphériques à distance (1). Des tendances correspondantes se manifestent pour ce qui est de As, Sb et Cd tandis que les éléments moins volatils, Cu et Zn, ne manifestent pas de grande différence régionale correspondante.

Une étude de profil de tourbe provenant de 21 tourbières ombrotrophes situées dans différentes parties de la Norvège (5) appuie fortement la théorie selon laquelle les apports atmosphériques sont la principale source d'éléments-traces volatils dans les sols de surface naturels du sud de la Norvège. Même si l'on retrouve en général dans la tourbe de surface des concentrations semblables à celles des sols de la même région pour ce qui est des éléments étudiés, le niveau d'éléments appartenant au groupe volatil sont sensiblement plus faibles à 20-50 cm de profondeur, le gradient vertical étant le plus prononcé dans les tourbières du sud de la Norvège.

Autres études des sols de surface

Comme le démontre la figure 1 dans le cas du Pb, les gradients de répartition régionale les plus prononcés, pour les éléments dont il a été question ci-dessus, ont été observés dans les régions à proximité de la côte méridionale. Dans le but d'obtenir un aperçu plus détaillé de la situation dans cette région pour ce qui est de la contamination par les métaux lourds des sols de surface naturels, une nouvelle campagne d'échantillonnage couvrant une zone d'environ 25 000 km^2 a été menée entre 1981 et 1983. Dans ce cas, la distance moyenne entre les sites d'échantillonnage adjacents était de 5 km, comparé à 25 km pour l'enquête nationale de 1977, ce qui nous a permis d'obtenir environ 900 échantillons.

Une partie de ce matériel a été analysée pour en déterminer Pb, Cd et Cu (région de Telemark, voir figure 2). Il semble que les niveaux maximums de concentration de ces métaux dans les sols de surface ne se retrouvent pas le long de la côte, mais plutôt à une distance de 20 - 40 km de celle-ci, où les précipitations annuelles sont sensiblement plus élevées et les dépôts de ces métaux atteignent un maximum comme l'ont démontré des analyses de mousse (3). La relation étroite entre les variations dans les dépôts de Pb et les différences correspondantes dans les sols de surface est illustrée à la figure 3. Il n'y a pas de relation apparente entre les zones où l'on retrouve une concentration maximale dans les sols de surface ou la présence de sources locales de pollution atmosphérique comme des industries ou de grandes voies de circulation.

Dans la zone côtière (0 - 60 km de la côte) du sud de la Norvège, les valeurs moyennes, pour Pb et Cd, calculées d'après les échantillons de 1977, ont été respectivement de 107 ppm et 1,1 ppm. Dans certains secteurs de la région de Telemark où les dépôts provenant du transport atmosphérique à distance atteignent un maximum en raison de conditions météorologiques et topographiques particulières, la teneur dans les sols riches en humus peut approcher 200 ppm pour le Pb et 2,5 ppm pour le Cd. Des observations similaires ont été faites par suite d'analyses récentes d'échantillons provenant d'une zone située environ 200 km plus à l'ouest. Les conditions dans ces secteurs où les apports d'origine atmosphérique sont particulièrement élevés devront faire l'objet d'une attention particulière dans les années à venir en raison des effets nuisibles qui pourraient se manifester.

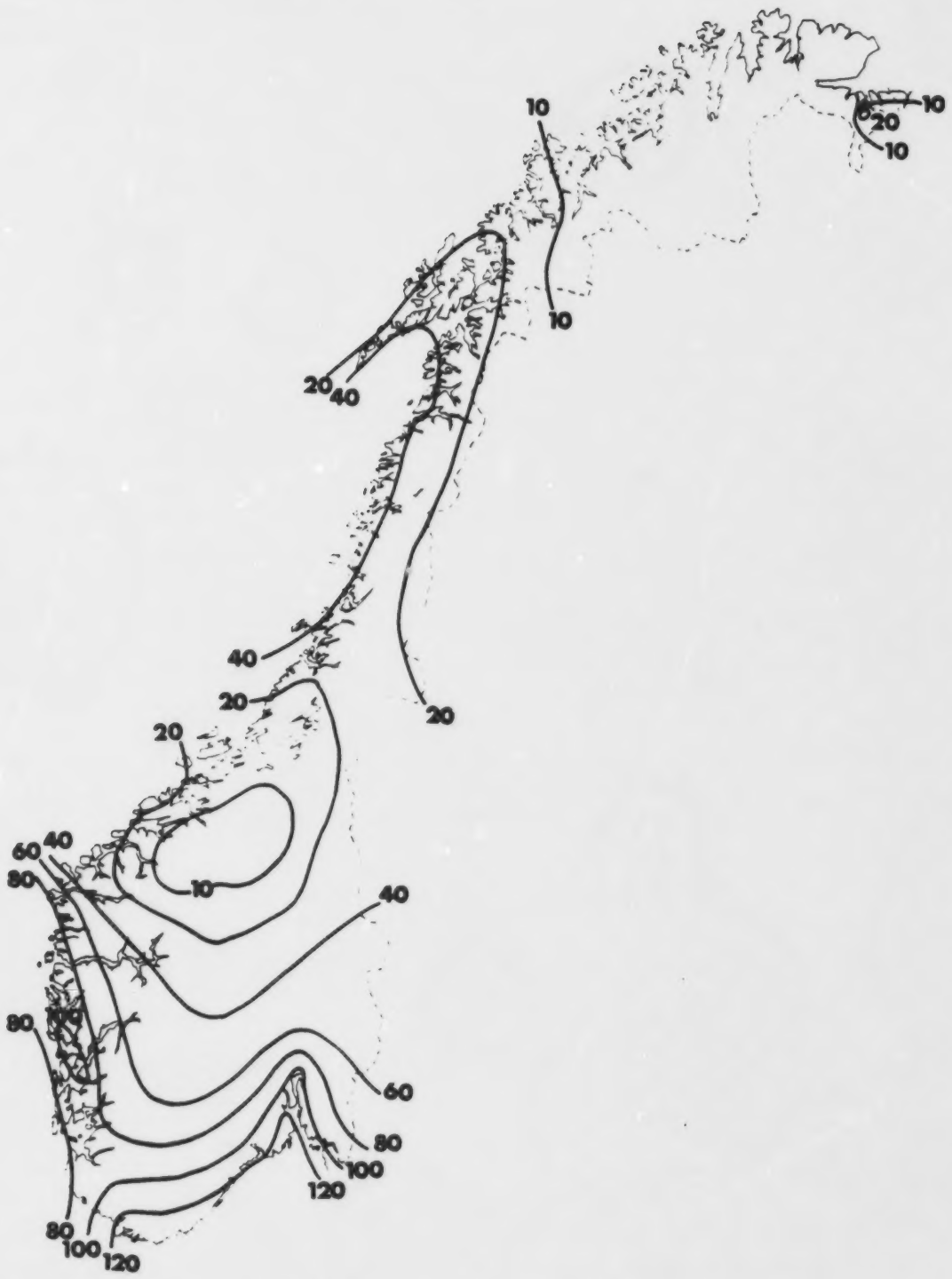


Figure 1. Répartition géographique du plomb dans les sols de surface naturels en Norvège (ppm).

Figure 2. Carte illustrant les régions étudiées dans le présent travail. Les emplacements 1-7 sont les secteurs en cause dans l'étude sur la végétation.

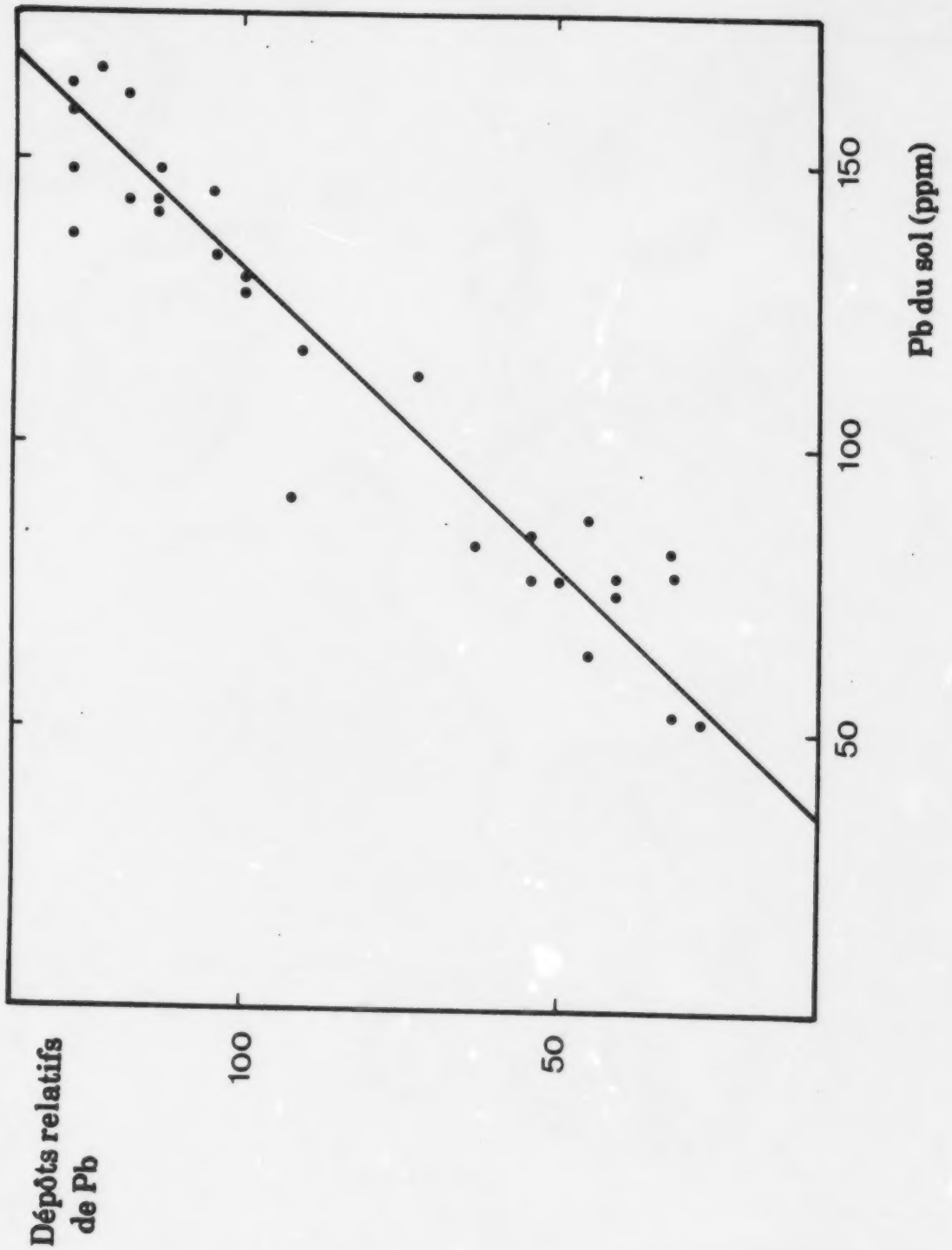


Figure 3. Régions de Telemark: relation entre le Pb dans le sol et les dépôts relatifs de Pb, d'après une analyse de la mousse.

Étude des profils de sol

L'étude des profils de sol permet de mieux comprendre encore les apports atmosphériques dans les sols de surface et la pénétration qui s'ensuit. La répartition verticale typique du Pb et du Cu dans les sols du sud et du centre de la Norvège respectivement est illustrée pour des profils podzoliques à la figure 4 et, pour des profils de brunisols, à la figure 5. On retrouve dans les sols du sud de la Norvège un enrichissement en Pb d'un facteur de 10 ou plus dans la couche superficielle par rapport aux couches souterraines, mais cette relation n'existe pas dans les sols du centre de la Norvège où les dépôts atmosphériques de Pb sont très faibles (3).

Dans le cas du Cu, qui ne parvient pas en grande quantité par le biais du transport atmosphérique à distance, il n'y a pas d'évidence d'une différence de ce genre entre les régions géographiques. Dans le cas de As, un autre élément-trace volatil, le comportement dans les profils de sol semble très semblable à celui du Pb (7). Les résultats détaillés des études des profils de sol feront l'objet d'une autre publication (9).

Métaux lourds dans la végétation

Des échantillons de plantes supérieures (arbres, bruyères, herbacées) provenant de sept écosystèmes forestiers de conifères semblables du sud et du centre de la Norvège, dont l'emplacement est indiqué à la figure 2, ont été recueillis à trois moments différents pendant la saison de végétation de 1982. La figure 6 illustre les niveaux moyens de Pb, Cd, Zn et Cu dans des brindilles de quatre espèces communes. Les concentrations de Pb et de Cd sont environ cinq fois plus élevées dans les échantillons provenant du sud de la Norvège que dans ceux provenant du centre du pays. Dans le cas de Zn, il y a une légère différence selon la même tendance tandis qu'aucune différence régionale notable n'a été constatée dans le cas du Cu. Cela concorde avec l'information disponible sur les différences dans les dépôts atmosphériques et les concentrations dans les sols de surface. Il n'a pas encore été possible d'établir clairement dans quelle mesure les différences observées dépendaient de l'absorption par les racines ou les dépôts sur le feuillage.

Conclusions

Les apports atmosphériques d'éléments-traces toxiques dans le sud de la Norvège principalement en provenance d'autres parties de l'Europe, donnent lieu à des concentrations notablement élevées et certains de ces éléments dans les sols de surface et dans la végétation naturelle de cette région comparativement aux autres parties du pays moins touchées par les transports atmosphériques à distance. Cette situation pourra éventuellement mener à une exposition importante des herbivores vivant dans cette région aux éléments en cause. L'analyse d'échantillons de foies d'agneaux provenant de différentes parties de la Norvège ont révélé des concentrations de Pb et de Cd notablement plus élevées chez les animaux du sud de la Norvège qu'ailleurs au pays.

D'après les faits exposés dans le présent document, les environnements naturels peuvent être fortement contaminés par les métaux lourds des dépôts atmosphériques, même à de très grandes distances de la source.

Ouvrages de référence

Allen, R.O.; Steinnes, E. Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy metal pollution of surface soil. *In* D. Drablos et A. Tollan, éd. Ecological Impact of Acid Precipitation. Pages 102-103. Oslo-As, 1980.

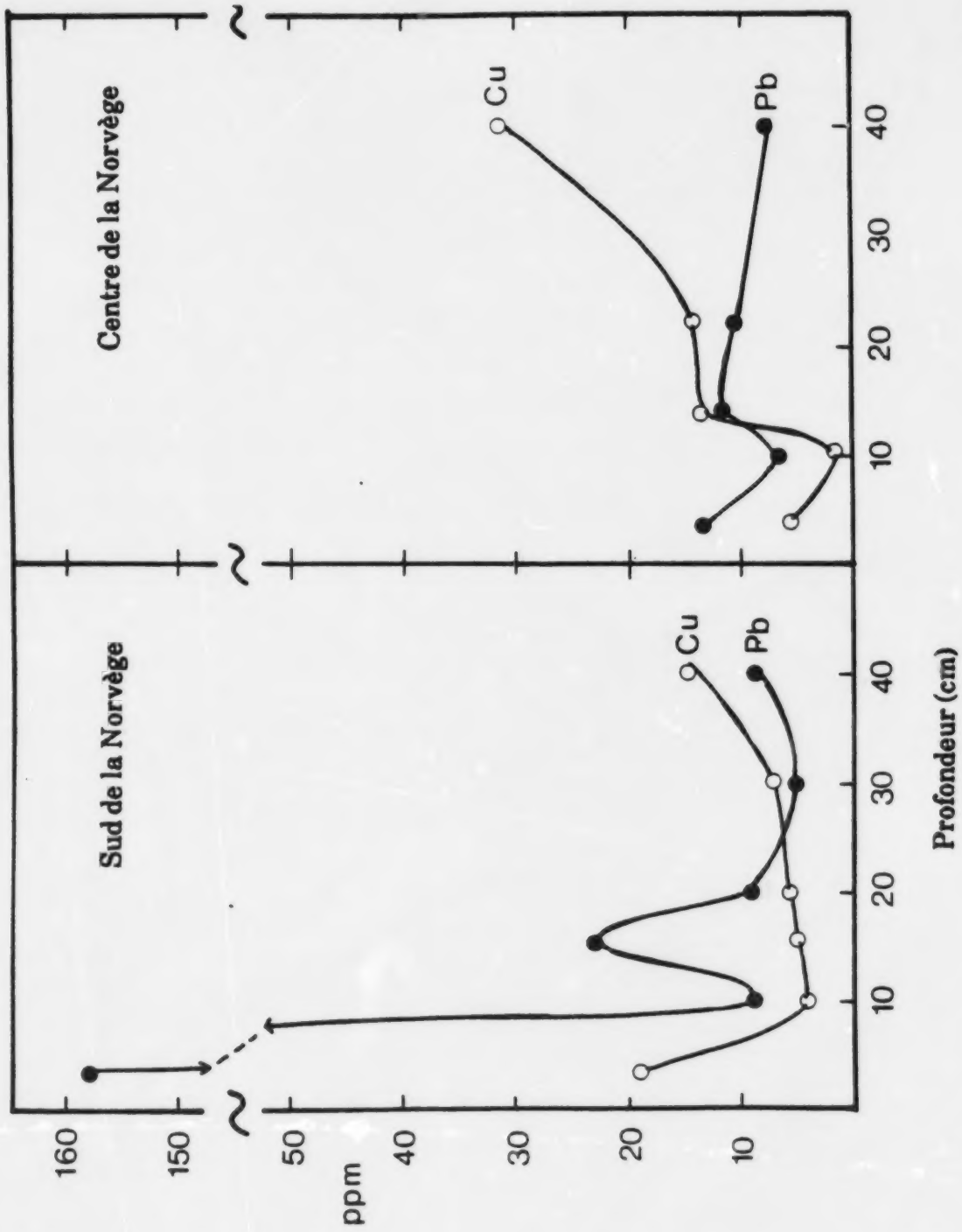


Figure 4. Répartition verticale du Pb et du Cu dans deux profils podzoliques typiques du sud et du centre de la Norvège (ppm).

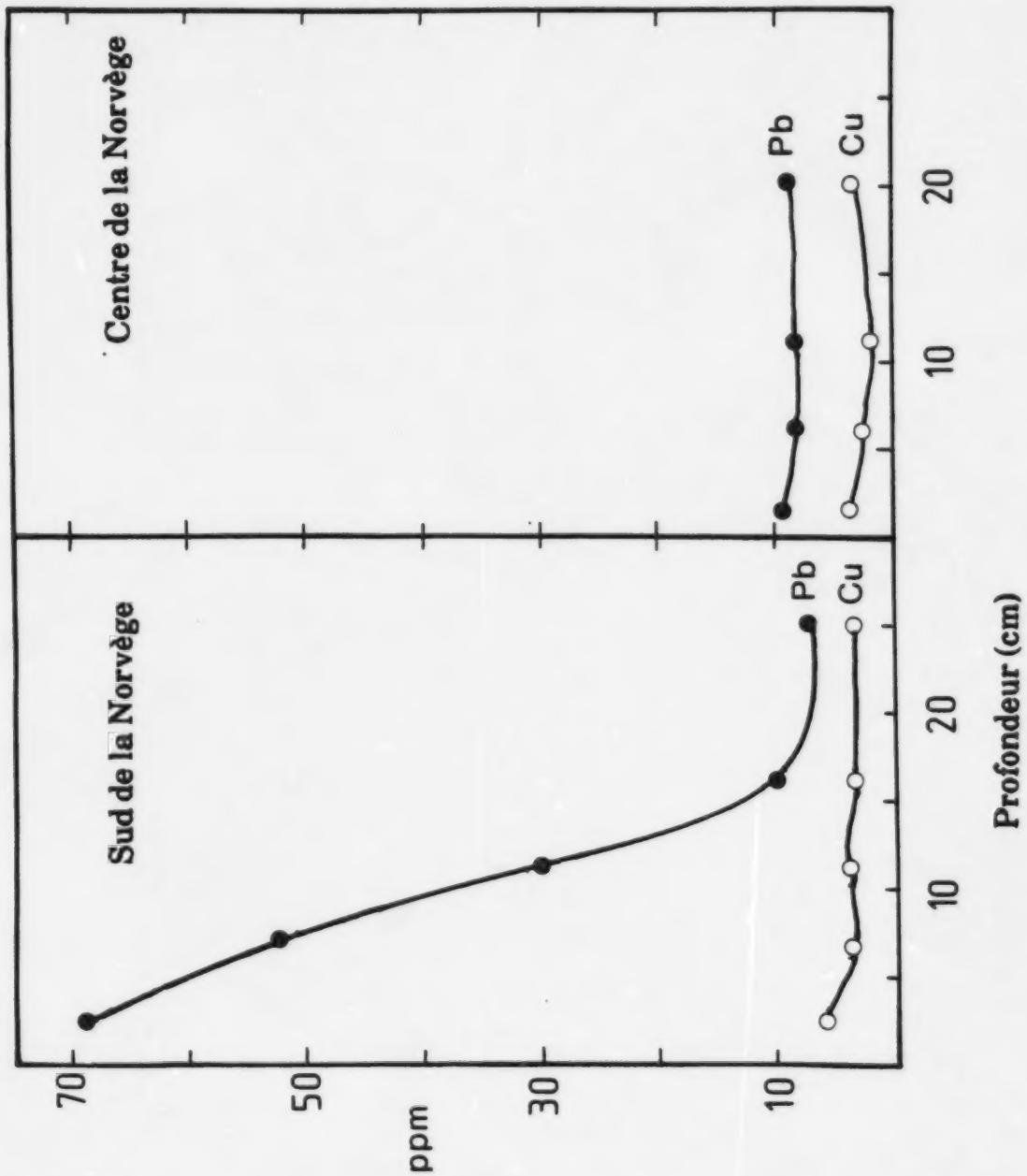


Figure 5. Répartition verticale du Pb et du Cu dans deux profils de brunisols typiques du sud et du centre de la Norvège (ppm).

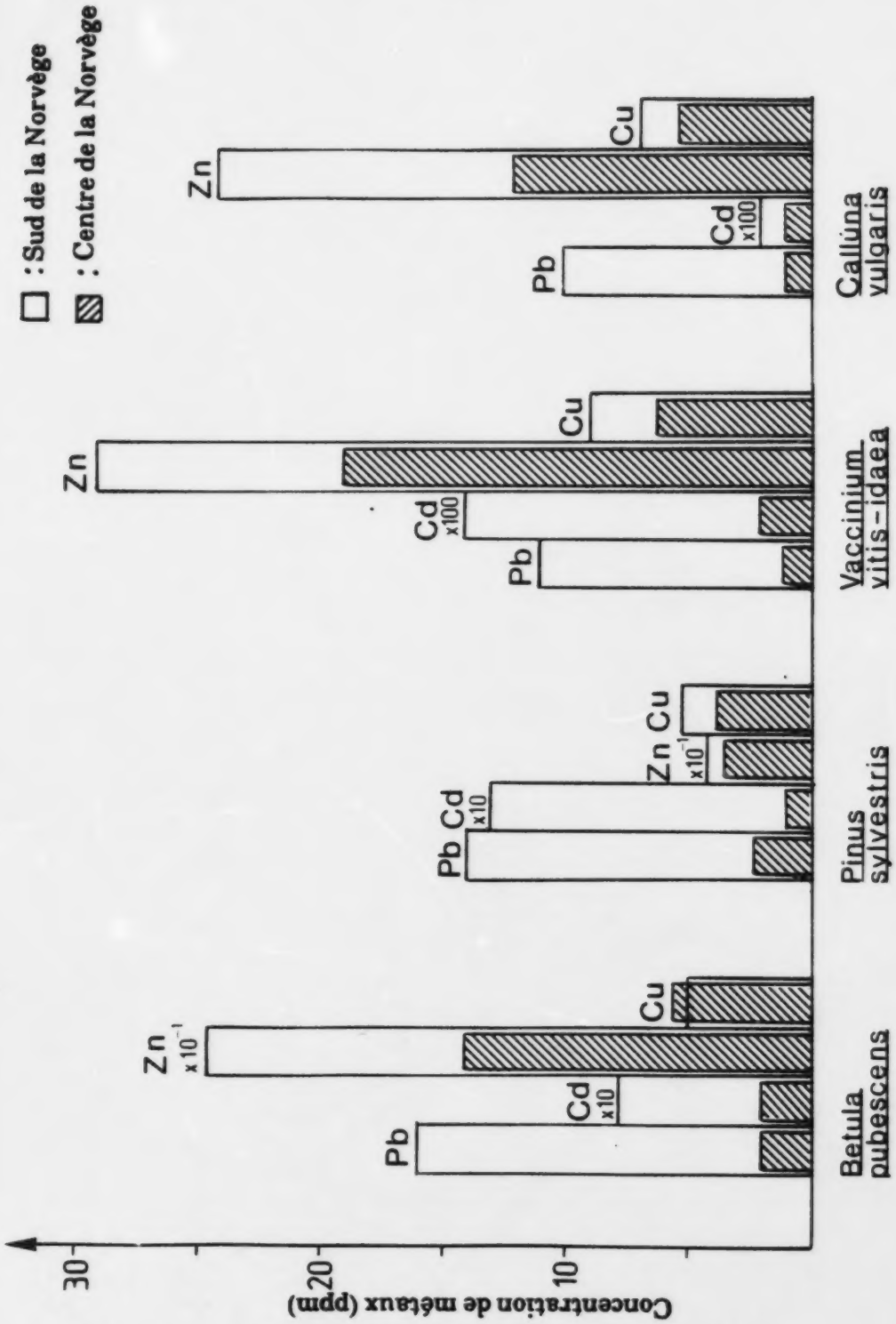


Figure 6. Concentration moyenne de Pb, Cd, Zn, et Cu dans des échantillons de quatre espèces végétales courantes du sud et du centre de la Norvège (ppm).

Froslie, A.; Norheim, G.; Rambaek, J.P.; Steinnes, E. Trace elements in sheep's liver from different parts of Norway. Publication à venir.

Hanssen, J.E.; Rambaek, J.P.; Semb, A.; Steinnes, E. Atmospheric deposition of trace elements in Norway. *In* D. Drablos et A. Tollan, éd. Ecological Impact of Acid Precipitation. Pages 116-117. Oslo-As. 1980.

Hanssen, J.E.; Rambaek, J.P.; Semb, A.; Steinnes, E. Atmospheric deposition of some heavy metals in Norway. Heavy Metals in the Environment, Amsterdam 1981. Pages 322-325. CEP Consultants, Edimbourg. 1981.

Hvatum, O.; Bolviken, B.; Steinnes, E. Heavy metals in Norwegian ombrotrophic bogs. *In* R. Hallberg éd. Environmental Biogeochemistry. Ecol. Bull. (Stockholm) 35:351-356. 1983.

Overrein, L.; Seip, H.M.; Tollan, A. Acid precipitation - effects on forest and fish. Rapport de recherche FR 19/80. Projet SNSE. Oslo-As. 1980.

Petersen, H.M.; Steinnes, E. Arsenic in Norwegian surface soils in relation to atmospheric deposition. Heavy Metals in the Environment, Heidelberg 1983. Pages 187-190. CEP Consultants, Edimbourg. 1983.

Rambaek, J.P.; Steinnes, E. Atmospheric deposition of heavy metals studied by analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectrometry. Nuclear Methods in Environmental and Energy Research (CONF-800433). Pages 175-180. US Department of Energy. 1980.

Solberg, W.; Steinnes, E. Vertical distribution of some heavy metals in soil profiles from different parts of Norway. Relation to atmospheric deposition. Publication à venir.

Transformations microbiennes des sulfates dans les sols forestiers : incidences des pluies acides

Wayne T. Swank et John W. Fitzgerald
Coweeta Hydrologic Laboratory
Southeastern Forest Experiment Station
Otto (Caroline du Nord)

Résumé

Les sulfates sont un des constituants majeurs des précipitations acides. Si l'on se base sur 80 années de mesures chimiques des précipitations globales prises sur le bassin de 2 200 hectares du Coweeta Hydrologic Laboratory dans l'ouest de la Caroline du Nord, l'on constate que les anions SO_4^{2-} représentent 60 % des anions dans les précipitations. L'apport hydrologique à long terme dans les précipitations globales et l'exportation dans les eaux d'écoulement de bassins versants recouverts de feuillus mixtes révèlent des accumulations apparentes importantes des anions SO_4^{2-}, qui vont de 5,9 à 8,9 kg ha^{-1} an^{-1}. L'absorption de SO_4^{2-} dans le sol est l'une des principales raisons de cette accumulation mais plus récemment, nos recherches nous ont appris que le métabolisme des anions SO_4^{2-} vis-à-vis de formes de soufre organique par les populations microbiennes constitue également un cheminement important du cycle du soufre. L'incubation de sols contenant du $^{35}SO_4$ a révélé la conversion rapide des anions SO_4^{2-} apportés en ester de SO_4^{2-} extractible non salé et en soufre lié au carbone. Des échantillons prélevés en août dans une forêt mixte de feuillus ont révélé une plage d'incorporation variant de 10,2 nmoles $^{35}SO_4^{2-}$ par gramme de sol pendant 48 heures dans les couches de la litière à respectivement 1,8 nmoles dans l'horizon A, 0,7 dans l'horizon B et 0,2 dans l'horizon C. Les mesures prises au cours d'une période de 10 mois ont révélé des différences saisonnières, les activités atteignant leur paroxysme en août et en septembre. Les premières estimations du flux annuel potentiel indiquent que les transformations sont quantitativement importantes dans l'évaluation du cycle du soufre.

Incorporation microbienne du sulfate dans la matière organique des sols forestiers

Wayne T. Swank
United States Department of Agriculture
Forest Service, Southeastern
Forest Experiment Station
Otto, NC, USA 28763

John W. Fitzgerald et Jaru T. Ash
Département de microbiology
Université de Georgie
Athens, GA, USA 30602

Résumé

La métabolisation du sulfate minéral dans la matière organique par les populations microbiennes peut être un important processus du cycle du soufre dans les écosystèmes forestiers. L'incorporation annuelle possible dans la couverture morte et les horizons du sol d'une forêt de feuillus mixtes du sud des Appalaches a été estimée à 30 kg ha^{-1}. Le processus est en partie responsable de l'accumulation apparente de soufre décelée dans le budget des écosystèmes et a des effets sur la mobilité du sulfate, le lessivage des cations et, par conséquent, sur l'interprétation des effets de l'acide sulfurique atmosphérique sur les écosystèmes forestiers.

Introduction

On a déterminé que les dépôts de sulfate provenant des précipitations acides et des aérosols marins constituent les principales sources de l'anion sulfate dans les écosystèmes forestiers (Kellogg et al. 1972; Likens et Bormann 1974). Toutefois, l'on ne sait pas très bien le devenir de cet anion après qu'il a pénétré dans un écosystème forestier. Plusieurs études ont démontré que l'adsorption du sulfate dans le sol peut être une composante importante du cycle du soufre dans certaines forêts (Johnson et Henderson 1979; Johnson et al. 1980).

Les recherches que nous avons effectuées au cours des dernières années nous laissent croire que la métabolisation microbienne du sulfate en soufre organique peut également constituer une voie importante du cycle de soufre des écosystèmes forestiers (Fitzgerald et al. 1982). Notre objectif est ici de démontrer l'importance quantitative des transformations biologiques du sulfate dans un écosystème forestier au *Coweeta Hydrologic Laboratory*, dans la partie occidentale de la Caroline du Nord. D'après des mesures de la chimie des précipitations brutes apparentes effectuées pendant 10 ans au bassin de 2 185 ha, le sulfate représente 68 pour 100 des anions de la précipitation. L'apport hydrologique annuel moyen dans la précipitation brute apparente et les pertes dans l'écoulement des bassins témoins recouverts de feuillus, pendant les dix dernières années, permettent de constater de grandes accumulations apparentes de sulfate, allant de 5,9 à 8,9 kg ha^{-1} an^{-1} de soufre élémentaire (tableau 1).

Tableau 1. Caractéristiques physiques et moyennes annuelles (1973-1982) des budgets de sulfate-soufre pour quatre bassins expérimentaux au *Coweeta Hydrologic Laboratory*

Numéro du bassin	Superficie (ha)	Élévation au centre du bassin (m)	Sulfate-soufre		
			Apports	Pertes ($kg\ ha^{-1}\ year^{-1}$)	Différence net
2	12,1	840	9,5	1,3	+ 8.2
18	12,5	810	10,5	1,6	+ 8.9
27	38,8	1 330	13,2	7,0	+ 6.2
36	48,6	1 300	11,7	5,8	+ 5.9

Méthode et région étudiée

L'étude a été effectuée au bassin 18 de Coweeta, un bassin de captation de 12,5 ha orienté vers le nord, depuis longtemps un site de choix pour l'étude à long terme de la redistribution des éléments biogènes. La végétation de l'étage dominant de cette région relativement non perturbée se compose surtout de *Quercus* sp., de *Carya* sp., et d'*Acer* sp., ainsi que de *Rhododendron* et de *Kalmia* dans le sous-étage (Day et Monk 1977). La précipitation annuelle est en moyenne de 180 cm, répartie à peu près également tout au long de l'année, soit au moins 8 cm par mois la plupart du temps. L'altitude des bassins de captation varie entre 730 et 985 m et les pentes latérales sont en moyenne de 50 pour 100. L'on y rencontre plusieurs types de sol, mais le sol dominant est un loam sableux (Ashe), appartenant à la famille des Dystrochrept mésiques typiques ayant une horizon A_1 d'environ 10 cm d'épaisseur, en moyenne.

Un transect permanent de 280 m de longueur a été tracé à mi-hauteur du bassin puis on a effectué un cheminement entre les crêtes et les cours d'eau successifs. Le transect a été segmenté en dix parcelles circulaires équidistantes de 0,01 ha. Trois échantillons de l'horizon A_1 ont été recueillis au hasard dans chaque parcelle à chaque mois; la couverture morte et les autres horizons du sol ont été échantillonnés à la fin de l'été.

Un gramme (masse humide) d'échantillons de sol non tamisé a été incubé à 20° C pendant 48 heures avec entre 2,7 et 10,4 nmoles de Na_2, $^{35}SO_4$ ($3,3 \times 10^{10}$ becquerel nmole^{-1}). Le temps d'incubation a été déterminé d'après une étude de diverses périodes d'incubation qui ont démontré que l'incorporation de 35SO42- dans la matière organique était complète après 48 heures. Une gamme de concentrations de 35SO42- a été utilisée pour représenter les concentrations ambiantes moyennes de sulfate dans l'eau de la couverture morte et des horizons du sol. Par exemple, la concentration annuelle moyenne de sulfate de l'eau du sol recueillie dans une forêt de feuillus mixtes à Coweeta a diminué, passant de 105 µéq litre-1 à 5 cm de profondeur dans le sol à 69 et 17 µéq litre-1 à 30 et 100 cm de profondeur, respectivement. On trouvera une description plus détaillée des méthodes d'incubation dans Fitzgerald et al. (1982).

Après l'incubation, les sols ont été lavés trois fois avec de l'eau et les solutions ont été mises ensemble pour représenter les métabolites organosulfureux hydrosolubles. Les sols ont ensuite été extraits trois fois, soit avec 1 M de Na_2SO_4, NaH_2PO_4 et LicL, puis lavés trois fois à l'eau pour obtenir une fraction extraite au sel. Cette façon de procéder enlève tout le sulfate minéral absorbé (Fitzgerald et al. 1982). L'échantillon extrait a ensuite été hydrolysé dans 6 N de HCl à 121° C pendant 12 heures; le résidu centrifugé a été lavé à l'eau et l'échantillon a ensuite été gardé en contact avec 2 N de NaOh pendant 12 heures à la température ambiante puis lavé encore à l'eau. Le traitement acide provoque

une hydrolyse de l'ester sulfate (Fitzgerald 1976) et une solubilisation des acides fulviques de faible poids moléculaire contenant du soufre lié au carbone et du sulfonate de soufre. Le traitement basique extrait le soufre sous forme de sulfonate et(ou) de soufre lié au carbone avec les composants de poids moléculaire élevé (Fitzgerald et al. 1983). Le soufre total incorporé dans la matière organique a été calculé comme étant la somme des quantités extraites par les traitements acides et basiques et a été désigné par l'expression soufre organique «non extractible par des sols». La méthode globale d'extraction permet de façon constante une récupération ≥90 pour 100 du $^{35}SO_4^{2-}$ ajouté. L'eau du sol, les extraits de sel et les fractions acides et basiques ont été analysés par électrophorèse et les composants radioactifs localisés par balayage ont été déterminés à l'aide d'un compteur de scintillations. Le détail complet des méthodes expérimentales a été exposé ailleurs (Fitzgerald et al. 1982).

Résultats et discussion

L'influence des diverses quantités de $^{35}SO_4^{2-}$ ajoutées aux échantillons de sol A_1 sur la récupération quantitative des diverses fractions est illustrée à la figure 1. On a constaté, pour toutes les fractions, un taux de récupération linéaire pour un large éventail de traitements au $^{35}SO_4^{2-}$. Du total de $^{35}SO_4^{2-}$ récupéré des échantillons du sol, les fractions hydrosolubles, extractibles au sel et acides plus basiques (non extractibles au sel) ont constamment représenté 50, 40 et 10 pour 100, respectivement. Ces résultats sont semblables à ceux qui ont été obtenus antérieurement avec des échantillons de sol A_1 provenant de quatre autres écosystèmes forestiers à Coweeta (Fitzgerald et al. 1982).

Des données additionnelles sur les fractions extractibles et non extractibles au sel pour la couverture morte et les horizons A_1 apparaissent à la figure 2. Ici encore, les taux de récupération des deux fractions dans tous les horizons ont été une fonction linéaire de la quantité de sulfate exogène ajouté. Dans les couches O_1 et O_2 de la couverture morte, on a noté des quantités faibles mais mesurables de sulfate absorbé (fraction extractible au sel). L'horizon A_1 est une zone d'absorption beaucoup plus active, car environ 40 pour 100 du $^{35}SO_4^{2-}$ récupéré des échantillons en provenait. Une absorption significative du sulfate dans l'horizon A_1, dans le bassin 18, a aussi été observée par Johnson et al. (1980).

Contrastant avec les résultats de l'absorption, l'incorporation de $^{35}SO_4^{2-}$ a été notablement plus élevée dans la couche O_1 de la couverture morte puisque 55 pour 100 du sulfate ajouté a été récupéré dans la fraction non extractible au sel dans un large éventail de concentrations de sulfate amendé. L'incorporation a été beaucoup moindre dans la couche O_2 et dans l'horizon A_1, la récupération n'étant que de 13 et 8 pour 100, respectivement. Des études antérieures indiquent que la fraction non extractible au sel consiste en matière organique (Fitzgerald et al. 1982; Strick et al. 1982) et que les processus d'incorporation sont réalisés par des organismes de type aérobie (Strickland et Fitzgerald 1983).

Il y a eu des différences saisonnières dans l'incorporation de $^{35}SO_4^{2-}$ dans les formes organiques de soufre des horizons A_1 du bassin 18, l'activité la plus élevée se produisant en août et en septembre (figure 3). Des taux de formation moindres ont été enregistrés à la fin du printemps et pendant l'hiver, mais il y avait encore une incorporation non négligeable dans les échantillons. L'activité moyenne pour l'année a été de 1,53 nmole sulfate g^{-1} sol 48 heures^{-1}. La capacité potentielle d'incorporation pour l'ensemble du profil de sol a été déterminée sur des échantillons recueillis à la fin d'août 1982 dans une fosse située dans la parcelle 5 du transect ainsi que sur des échantillons de O_1 et O_2 recueillis dans les 10 parcelles (tableau 2). Les concentrations de $^{35}SO_4^{2-}$ ajoutées aux échantillons de sol étaient basées sur des concentrations préalablement mesurées du sulfate ambiant car les taux d'incorporation dépendent de la concentration (figure 2). Les taux d'incorporation du sulfate dans les couches O_1 et O_2 (tableau 2) ont été 5 à 6 fois plus grands que dans l'horizon A_1. Les taux d'incorporation ont diminué rapidement dans les profils de sol pour atteindre un minimum dans l'horizon C à une profondeur de 66+ cm, l'activité n'y étant que de 4 pour 100 de celle constatée dans le sol de surface.

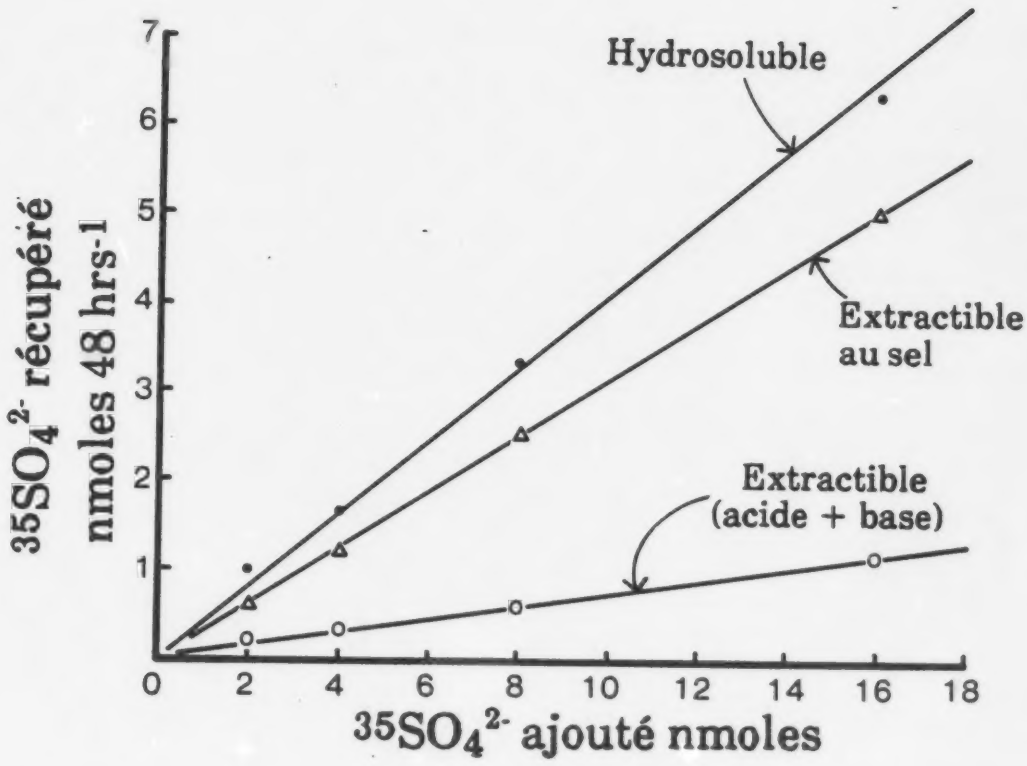


Figure 1. Récupération de $^{35}SO_4^{2-}$ dans diverses fractions extraites à la suite de l'incubation d'échantillons de sol A_1 du bassin 18 de Coweeta additionnés de diverses quantités de $^{35}SO_4^{2-}$.

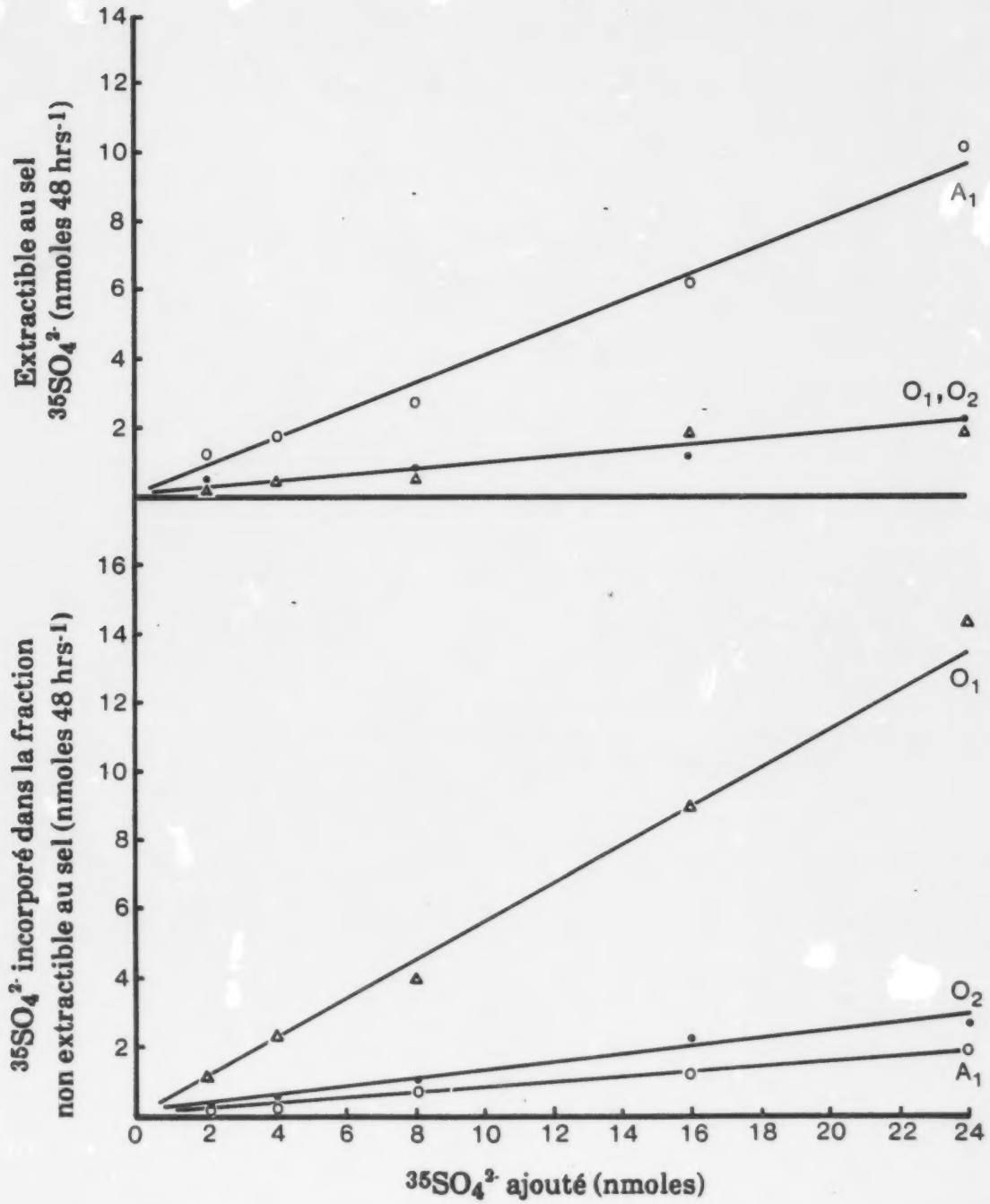


Figure 2. Récupération de $^{35}SO_4^{2-}$ dans la fraction extractible au sel (en haut) et la fraction non extractible au sel (en bas) dans les couches O_1 et O_2 ainsi que dans l'horizon A_1 provenant d'échantillons du bassin 18, à Coweeta, incubés avec différentes quantités de $^{35}SO_4^{2-}$.

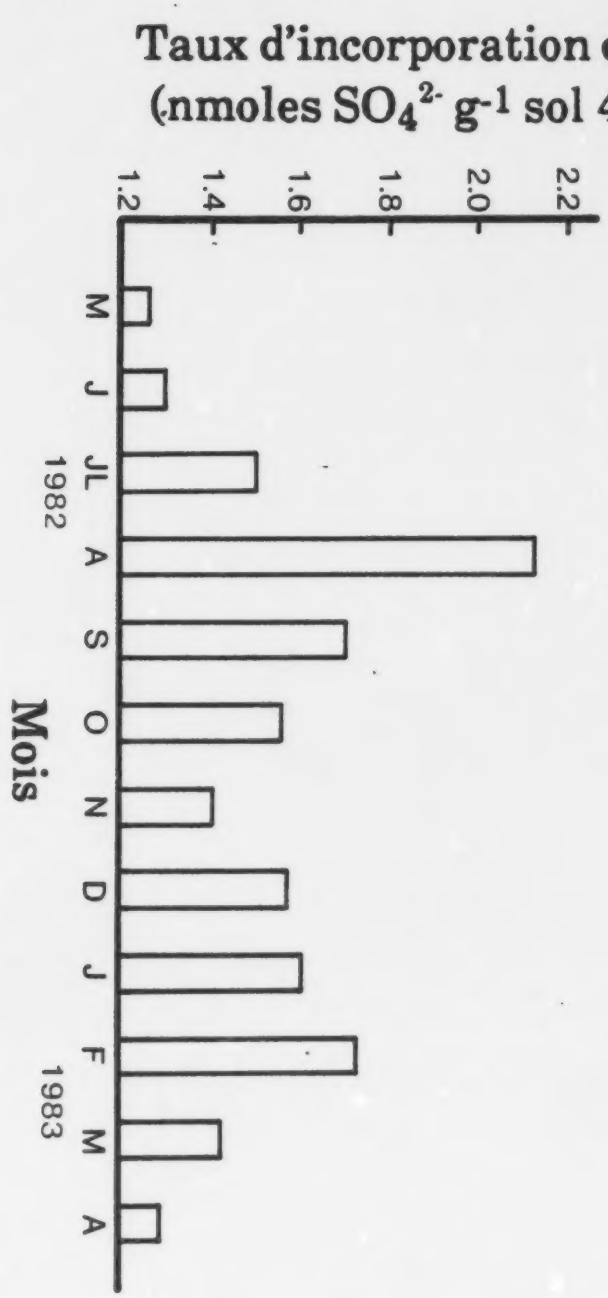


Figure 3. Taux mensuels d'incorporation de $^{35}SO_4^{2-}$ dans la matière organique pour des échantillons de sol A_1 provenant du bassin 18 de Coweeta. L'erreur standard des estimés (n = 10) était de ≤ ± 0,06 pour la plupart des mois.

Tableau 2. Formation de soufre non extractible au sel à l'intérieur de la couverture morte et des horizons du sol dans le bassin 18 de Coweeta à la fin d'août 1982

Couverture morte et horizons du sol	Profondeur (cm)	Incorporation de $^{35}SO_4^{2-}$ (nmoles g sol 48 heures)
O_1	4	11,68
O_2	2	8,73
A_1	0-10	1,85
A/B	11-25	0,61
B_w	26-65	0,44
C_r	66+	0,08

Il est possible d'obtenir un estimé préliminaire des taux annuels d'incorporation dans la couverture morte et les compartiments du sol en présumant que: (1) les taux d'incorporation obtenus par les conditions maintenues durant l'incubation sont représentatifs des conditions et des taux *in situ* et (2) les données limitées concernant les taux d'activité dans la couverture morte et le reste des horizons du sol sont représentatifs des taux de transformation pour l'ensemble de l'année. L'incorporation annuelle potentielle de sulfate dans la matière organique a été calculée en combinant les données sur l'activité avec des estimés antérieurs du poids de la couverture morte et de la densité brute du sol (tableau 3). Même si une forte activité a été observée dans la couverture morte, l'incorporation annuelle potentielle de soufre est inférieure à 0,5 kg ha^{-1} an^{-1} car la quantité de substrat est faible. Par contre, le flux potentiel pour les horizons A_1 et B_w est d'environ 11 kg ha^{-1} an^{-1}. L'incorporation annuelle totale, pour la litière et le sol, est de 30 kg ha^{-1} an^{-1} (tableau 3). Ces estimés représentent des taux potentiels et sont probablement excessifs puisque les données sur l'activité sont basées sur une température d'incubation standard de 20° C. D'autres recherches préliminaires effectuées dans notre laboratoire indiquent que les taux d'incorporation sont plus faibles à 5° C (Fitzgerald et Johnson 1982; Fitzgerald et al. 1983). Par conséquent, des flux moindres sont à prévoir *in situ*, particulièrement à plus de 10 cm dans le profil de sol, où les températures ambiantes sont de 5 à 10° C plus basses que celles des essais. Par contre, les conditions d'incubation sont représentatives des autres variables *in situ* importantes dans la régulation de l'incorporation du sulfate, comme l'humidité et la concentration de sulfate.

Tableau 3. Estimés des flux annuels potentiels de sulfate minéral en formes organiques de soufre par les populations microbiennes dans la couverture morte et les horizons du sol d'un écosystème forestier de feuillus au *Coweeta Hydrologic Laboratory*, en Caroline du Nord

Couverture morte ou horizon du sol	Taux d'incorporation (kg soufre ha^{-1} an^{-1})
O_1	0,2
O_2	0,2
A_1	10,7
A/B	6,1
B_w	11,1
C_r	1,5
Total	29,8

Une quantification plus précise de l'incorporation annuelle *in situ* exigera des études à long terme dans toute la couverture morte et tous les horizons du sol. La présente évaluation sert à placer le processus d'incorporation dans la perspective d'un écosystème. L'ampleur de l'incorporation du sulfate dans les formes organiques de soufre excède de 9 à 13 kg ha^{-1} an^{-1} les apports de sulfate-soufre de la précipitation brute apparente. De plus, l'incorporation excède grandement l'absorption nette de soufre de 2 kg ha^{-1} an^{-1} par la végétation, tel qu'exposé par Johnson et al. (1982), pour un écosystème forestier semblable à celui de Coweeta. Il semble que la formation de soufre organique par les populations microbiennes est un des grands processus responsables d'une partie de l'accumulation apparente de soufre constatée par les budgets des écosystèmes. La contribution quantative de l'incorporation aux accumulations apparentes dans le système de soufre n'est pas claire car d'autres travaux de recherche que nous avons effectués indiquent que le soufre incorporé est sujet à minéralisation même si les taux de roulement potentiel sont moindres que les taux d'incorporation (Strickland et Fitzgerald 1983; Strickland et al. 1983).

La présence d'une voie biologique pour l'incorporation du sulfate dans la matière organique a des incidences sur l'interprétation des effets de l'acide sulfurique atmosphérique sur les écosystèmes forestiers. Les processus qui réduisent la mobilité de l'anion sulfate réduisent aussi le lessivage des cations des sols forestiers (Johnson 1981; Lee et Weber 1982). Ainsi, l'incorporation dans la couverture morte et les sols pourrait servir de tampon contre le sulfate exogène. L'incorporation du sulfate dans la matière organique pourrait aussi servir de réservoir de soufre organique, dans le sol; si les taux de minéralisation s'accéléraient, l'anion sulfate libéré accroîtrait le lessivage des cations. L'incorporation microbienne du sulfate dans la matière organique, alliée à l'importance démontrée du soufre organique dans les sols forestiers (David et al. 1982) et l'absorption de sulfate dans le sol, démontre la complexité de la dynamique du sulfate dans la solution du sol. Il est nécessaire de procéder à l'examen simultané des processus géochimiques et biologiques dans divers écosystèmes forestiers pour mieux évaluer la source, le devenir et l'incidence du sulfate dans les processus d'acidification.

Ouvrages de référence

David, M.B.; Mitchell, M.J.; Nakas, J.P. 1982. Organic and inorganic sulfur constituents of a forest soil and their relationship to microbial activity. Soil Sci. Soc. Amer. J. 46:847-852.

Day, F.P.; Monk, C.D. 1977. Net primary production and phenology on a Southern Appalachian watershed. Amer. J. Bot. 64:1117-1125.

Fitzgerald, J.W. 1976. Sulfate ester formation and hydrolysis: a potential important yet often ignored aspect of the sulfur cycle of aerobic soils. Bacteriol. Rev. 40:698-721.

Fitzgerald, J.W.; Ash, J.T.; Strickland, T.C.; Swank, W.T. 1983. Formation of organic sulfur in forest soils: a biologically mediated process. J. can. du for. Sous presse.

Fitzgerald, J.W.; Johnson, D.W. 1982. Transformation of sulphate in forested and agricultural lands. *In* Sulphur 82, Vol. 1. Publ. par A.I. More. British Sulfur Copr., Londres. Pages 411-426.

Fitzgerald, J.W.; Strickland, T.C.; Swank, W.T. 1982. Metabolic fate of inorganic sulphate in soil samples from undisturbed and managed forest ecosystems. Soil Biol. Biochem. 14:529- 536.

Johnson, D.W. 1981. Effect of acid precipitation on elemental transport from terrestrial to aquatic ecosystems. *In* Beyond the energy crisis opportunity and challenge. Publié par R.A. Fazaolane et C.B. Smith. Pergamon Press, New York. Pages 539-545.

Johnson, D.W.; Henderson, G.S. 1979. Sulfate absorption and sulfur fractions in a highly weathered soil under a mixed deciduous forest. Soil Sci. 128:34-40.

Johnson, D.W.; Henderson, G.S.; Huff, D.D.; Lindberg, S.E.; Richter, D.D.; Shriner, D.S.; Todd, D.E.; Turner, J. 1982. Cycling of organic and inorganic sulphur in a chestnut oak forest. Ecologia (Berl) 54:141-148.

Johnson, D.W.; Hornbeck, J.W.; Kelly, J.M.; Swank, W.T.; Todd, D.E., Jr. 1980. Regional patterns of soil sulfate accumulation: relevance to ecosystem sulfur budgets. *In* Atmospheric sulfur deposition: environmental impact and health effects. Publié par D.S. Shriner, C.R. Richmond et S.E. Linberg. Ann Arbor Science Publications, Inc., Ann Arbor, MI. Pages 507-520.

Kellogg, W.W.; Cadel, R.D.; Allen, E.R.; Lazrus, A.L.; Martell, E.A. 1972. The sulfur cycle. Science 175:587-596.

Lee, J.J.; Weber, D.E. 1982. Effects of sulfuric acid rain on major cation and sulfate concentrations of water percolating through two model hardwood forests. J. Environ. Qual. 11:57-64.

Likens, G.E.; Bormann, F.H. 1974. Acid rain: a serious regional environmental problem. Science 184:1176-1179.

Strick, J.E.; Schindler, S.C.; David, M.B.; Mitchell, M.J.; Nakas, J.P. 1982. Importance of organic sulfur constituents and microbial activity to sulfur transformations in an Adirondak forest soil. Northeast. Environ. Sci. 1:161-169.

Strickland, T.C.; Fitzgerald, J.W. 1983. Formation and mineralization of organic sulfur in forest soils. Biogeochemistry. Sous presse.

Strickland, T.C.; Fitzgerald, J.W.; Swank, W.T. 1983. Mobilisation of recently formed forest soil organic sulfur. J. Can. de for. Sous presse.

Stratification des échantillons de dépôts atmosphériques humides

E.S. Verry et A.R. Harris
USDA Forest Service
North Central Forest Experiment Station
Grand Rapids, MN

Annotation

Description d'une méthode universelle de stratification des échantillons de dépôts atmosphériques humides en une portion qui est dominée par la poussière du sol et les embruns marins et une portion qui inclut les sources continentales «normales» et les émissions. La corrélation avec les anions hydrogène à l'aide de la dernière portion est grandement améliorée comparé à celle que l'on retrouve dans un ensemble de données totales sur une population.

Résumé

Les changements constatés dans les arbres forestiers, les sols ou les lacs et qui sont reliés aux dépôts acides ne peuvent être imputés aux dépôts totaux de sulfate ou de nitrate et à leur corrélation présumée avec l'hydrogène. De l'ensemble des dépôts, une portion est associée avec de fortes concentrations en sel, dérivées de la poussière du sol ou des embruns marins, et une autre portion est associée avec des concentrations normalement faibles en sel et élevées en hydrogène. Nous présentons une méthode permettant de stratifier les échantillons en une strate dominée par les cations basiques (Ca, Mg, K, Na et NH_4) et une strate dominée par l'hydrogène. La corrélation entre l'hydrogène et le sulfate, le nitrate ou leur somme est améliorée de façon spectaculaire dans la strate dominée par l'hydrogène. Nous croyons que les données dans cette strate sont davantage en relation avec les émissions et les mesures de la dégradation des ressources.

Introduction

Les collecteurs de précipitation échantillonnent de nombreux types d'averses. Dans certaines averses, les précipitations ont des concentrations élevées en cations basiques (Ca, Mg, K, Na, NH_4) et moindres en hydrogène. Ces concentrations élevées proviennent du sol balayé par le vent ou des embruns marins. L'inclusion de ces échantillons dans un ensemble de données totales ajoute une variation considérable à la concentration de tous les ions et masque la relation entre la concentration d'hydrogène et la concentration de nitrate ou de sulfate dans l'étude des pluies acides. En fait, leur inclusion dans les quantités de dépôt (mg/m^2) goufle ces valeurs par la quantité de nitrate ou de sulfate normalement présente sous forme de métal ou de sels d'ammonium dans les minéraux du sol et dans le sel de mer. Nous croyons que la chimie des échantillons de dépôts atmosphériques hymides mérite une étude plus attentive que celle qui consiste à énumérer des résultats analytiques pour tous les échantillons.

Le sulfate provenant de la mer est habituellement soustrait des dépôts totaux de sulfate dans les climats maritimes du nord de l'Europe, en utilisant le rapport chlorure/sulfate dans l'eau de mer comme marqueur (Gorham 1961). L'Amérique du Nord, toutefois, est dominée par un climat continental, les zones maritimes étant étroitement limitées aux rivages. Junge et Werby (1958) ont dressé la carte des excès de sulfate (sulfate total moins sulfate d'origine marine) dans les précipitations aux États-Unis, mais la carte montrait des excès de sulfate plus grands à l'intérieur des terres que près des rivages, ce qui indique que la surface du sol est une source majeure de sulfate. Nous avons mis au point une méthode qui permet de stratifier les échantillons de précipitation selon ceux qui sont dominés par des concentrations élevées de cations basiques quelle qu'en soit la source

(sol ou mer) et ceux dont la gamme va de normale à chargée d'émissions. Nous avons décidé d'appeler cette dernière la strate dominée par l'hydrogène, bien que ce ne soit pas toujours vrai.

Nous présentons ici une méthode simple permettant de répartir les échantillons de dépôts humides en deux strates. Les raisons pour procéder ainsi sont normalement présentées dans les textes sur les statistiques: 1) obtenir l'estimation d'une moyenne qui soit plus près de la moyenne vraie de la population et 2) réduire la quantité de variations concernant l'estimation de la moyenne. Cet argument peut logiquement s'appliquer également aux analyses de régression linéaire et c'est alors que la stratification des échantillons peut clarifier l'interprétation et conférer une certitude qui n'est pas possible lorsque des ensembles de données totales sont utilisés. À l'intérieur d'un certain ensemble de données, la précision du test de corrélation entre l'hydrogène et les anions est améliorée même si le nombre d'échantillons est réduit. Nous n'élaborerons pas ici d'exposé rigoureux sur la méthode de stratification, mais son utilité dans l'identification des corrélatifs de l'hydrogène dans les précipitations est illustrée. Premièrement, nous présentons la méthode de stratification, puis nous procédons à une analyse de la corrélation avec les anions hydrogène (régression linéaire) sur la strate dominée par l'hydrogène pour les données à la *Marcell Experimental Forest* dans le centre nord du Minnesota et au *Wellston Field Laboratory* dans le centre ouest du Michigan (près de Cadillac). Les données des deux endroits proviennent d'échantillons recueillis sur une semaine et analysées selon le protocole du *National Atmospheric Deposition Program* (NADP). Les deux sites d'échantillonnage sont situés dans des clairières, dans des régions à prédominance forestière.

Méthodes

Les échantillons de précipitation ne peuvent être stratifiés que d'après la valeur des cations, évitant ainsi les distorsions qui pourraient se produire si l'on tenait compte des anions nitrate et sulfate des pluies acides. Les valeurs des cations sont portées sur des coordonnées rectangulaires, la somme des cations basiques (Ca, Mg, K, Na, NH_4) en microéquivalents par litre (microéq./L) étant sur l'axe des X et les cations hydrogènes acides (H), sur l'axe des Y (figure 1). Tout échantillon qui se situe au-dessus d'une ligne 1:1 est donc dominé par H, tandis que tout échantillon tombant à droite est dominé par les cations basiques.

Dans la strate des cations basiques, il est facile de comprendre que les échantillons ayant des concentrations élevées peuvent être dominés par la poussière du sol ou les embruns marins, et dans la strate dominée par H, il a été défini que les échantillons ayant des concentrations élevées sont acides. Toutefois, les échantillons situés près de l'origine ne sont pas très acides et il est raisonnable de présumer que la zone près de l'origine représente des conditions normales pour de faibles concentrations dans l'une et l'autre strate. Pour tenir compte de la variation normale près de l'origine, nous déportons la diagonale 1:1 vers la droite par une ordonnée à l'origine égale à 50 microéq./L de cations basiques. Nous avons procédé ainsi en raison de la distribution de fréquences hautement asymétrique des cations basiques mesurées à *Marcell Experimental Forest*. Aux faibles concentrations, le diagramme des fréquences démontre une dominance de 25 microéq./L. Au-delà de 2 dominantes (50 microéq./L.), la distribution oblique fortement vers la droite, illustrant l'influence de la poussière du sol (figure 1).

La méthode de stratification a été appliquée à 179 échantillons de précipitation à Marcell, MN et à 157 échantillons à Wellston, MI, recueillis entre juillet 1978 et la fin de 1982 et mars 1979 et la fin de 1982, respectivement. À Marcell, 73 échantillons ou 41 pour 100 sont entrés dans la strate des cations basiques contre 41 échantillons ou 26 pour 100 à Wellston.

On a procédé à des analyses de régression linéaire (unités en microéq./L) pour H contre le nitrate, H contre le sulfate, H contre le nitrate plus le sulfate pour les échantillons de la strate dominée par H et pour l'ensemble des données totales. Le calcul de la réduction du carré moyen des

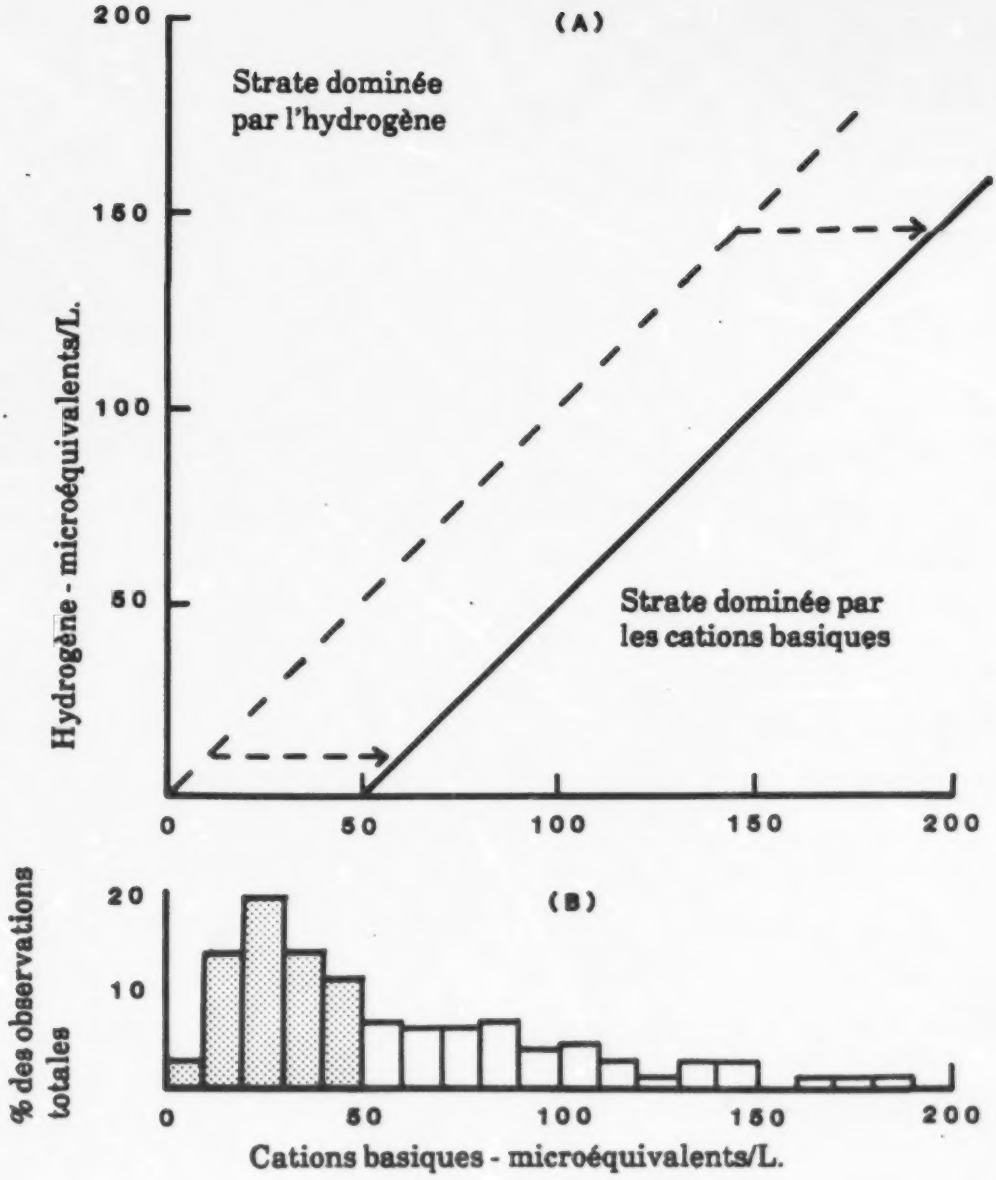


Figure 1. Méthode (A) de stratification des échantillons de dépôts atmosphériques humides en échantillons dominés par les cations basiques (Ca, Mg, K, Na, NH_4) et ceux qui sont dominés par l'hydrogène. L'ordonnée à l'origine (A) a été déplacée jusqu'à 50 microéquivalents/L vers la droite pour tenir compte de la variation normale (ombrée) trouvée dans la somme des cations basiques (B).

résidus des données totales par rapport à l'ensemble des données dominées par H a été fait sous forme de pourcentage pour indiquer l'efficacité de la stratification. Enfin, la quantité de dépôts humides dans l'ensemble des données totales et dans l'ensemble des données dominées par H a été calculée pour illustrer la portion de chaque ion majeur associé avec l'hydrogène.

Résultats et discussion

Lorsque nous utilisons l'ensemble des données totales, il n'y a pas de corrélation significative entre l'hydrogène et le nitrate, le sulfate ou le nitrate plus le sulfate, à Marcell. Dans l'ensemble des données dominées par l'hydrogène, le nitrate était en corrélation significative (alpha = 0,05) avec l'hydrogène et la réduction dans le carré moyen des résidus de l'ensemble des données totales en strate dominée par H était de 40 pour 100 (figure 2). À Marcell, le sulfate n'était pas en corrélation avec l'hydrogène, même dans l'ensemble de données dominées par H; la corrélation du nitrate était toutefois assez forte pour donner une corrélation significative entre l'hydrogène et le nitrate plus le sulfate (tableau 1). Un essai antérieur de stratification des échantillons à Marcell avait donné des résultats similaires et démontré qu'une concentration moyenne de sulfate de 1,8 mg/L devrait être considérée comme une valeur de base normale (Verry 1983).

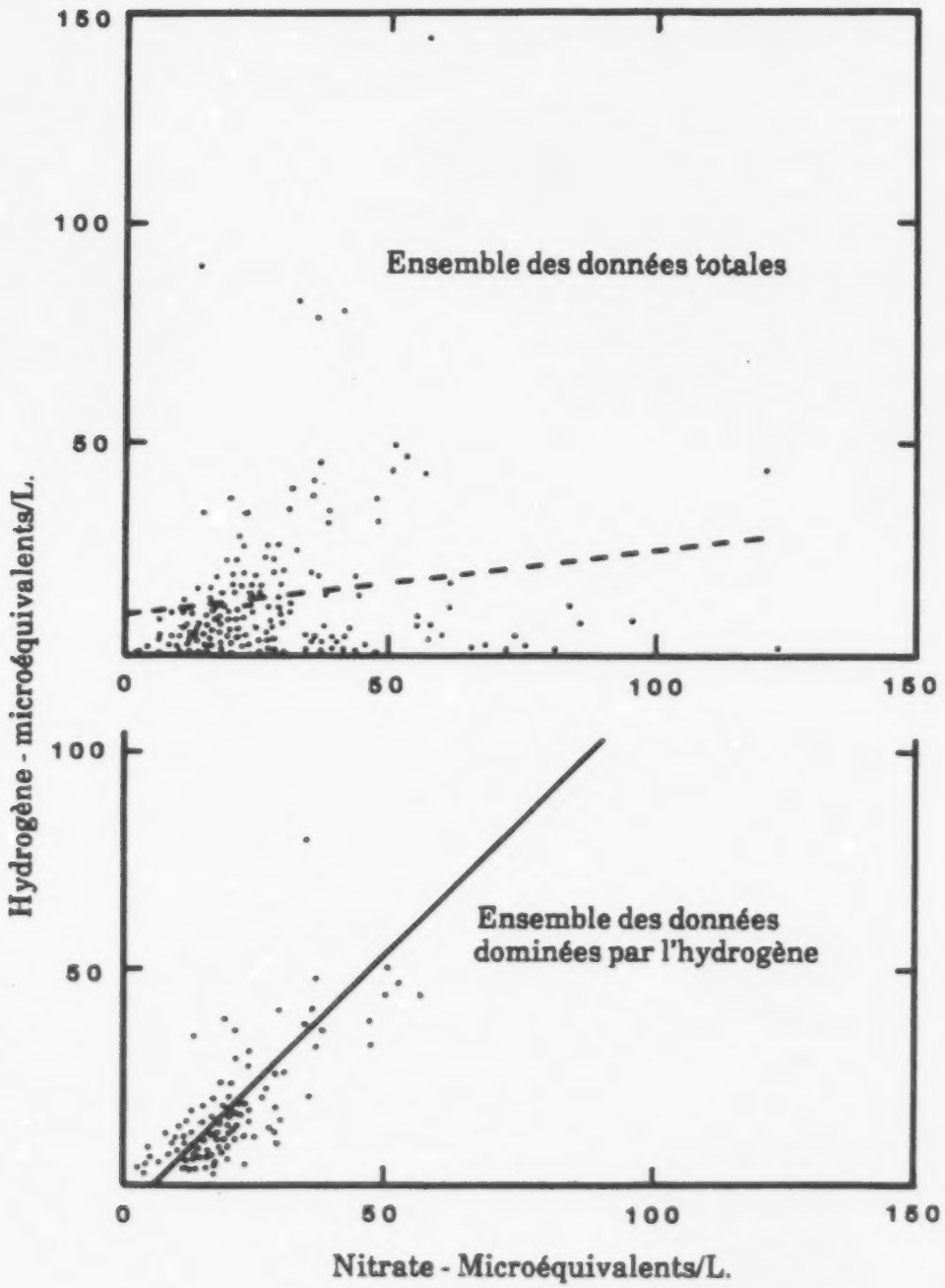
À Wellston, MI, les régressions linéaires entre l'hydrogène et le nitrate, le sulfate ou leur somme étaient significatives dans l'ensemble de données totales et dans l'ensemble de données dominées par H. Toutefois, dans l'ensemble de données dominées par H, les carrés moyens des résidus étaient de 16, 68 et 76 pour 100 inférieurs à ce qu'ils étaient dans l'ensemble des données totales pour le nitrate, le sulfate et leur somme, respectivement (tableau 1). Les graphiques de dispersion du nitrate plus le sulfate à Wellston sont illustrés à la figure 3.

Dans les graphiques de dispersion de la figure 3, il est important d'observer que la variance pour l'ensemble des données totales n'est pas distribuée également. Cette corrélation entre l'hydrogène et le nitrate plus le sulfate (et séparément) se fait donc en violation des hypothèses statistiques de base et selon beaucoup de variabilité. Par contre, la variance dans la régression de l'ensemble dominé par H est distribuée également et a 76 pour 100 moins de variation que l'ensemble des données totales.

On trouvera au tableau 2 les valeurs des dépôts de chaque ion majeur dans l'ensemble des données totales et dans l'ensemble des données dominées par H pour les deux sites. Il est à noter que les strates dominées par H ont conservé au-delà de 90 pour 100 de l'hydrogène total déposé dans les précipitations. Le pourcentage de tous les autres ions dans la strate dominée par H est moindre à Marcell, MN qu'à Wellston, MI, où la concentration moyenne d'hydrogène dans l'ensemble des données totales est quatre fois plus élevée.

L'application d'une procédure de stratification aux échantillons de dépôts humides ne rend pas compte des dépôts secs; toutefois, Ulrich (1980) conclut que les dépôts secs (d'après des études de l'interception par les arbres) incluent les mêmes ions dans les mêmes proportions que dans les dépôts humides. Les dépôts humides peuvent donc servir d'indice de la relation entre l'hydrogène et divers anions et les méthodes de stratification pourront être appliquées aux dépôts secs, lorsque des méthodes de cueillette interprétables auront été mises au point.

Nous croyons que la méthode de stratification exposée ci-haut aidera à décrire les dépôts acides avec une précision qui ne peut être atteinte dans les ensembles de données totales. La méthode doit être mise à l'essai dans des régions où le sel marin peut dominer certains échantillons et elle doit être appliquée à l'ensemble de l'Amérique du Nord. Même si nous avons examiné des régressions entre l'hydrogène et le nitrate ou le sulfate, les régressions dans les ensembles dominés par H peuvent



gure 2. Relation entre l'hydrogène et le nitrate dans l'ensemble des données totales et l'ensemble des données dominées par l'hydrogène à Marcell, Minnesota, entre juillet 1978 et la fin de 1982. Certains points représentent plusieurs échantillons. La ligne pointillée n'est pas une régression significative (alpha = 0,05).

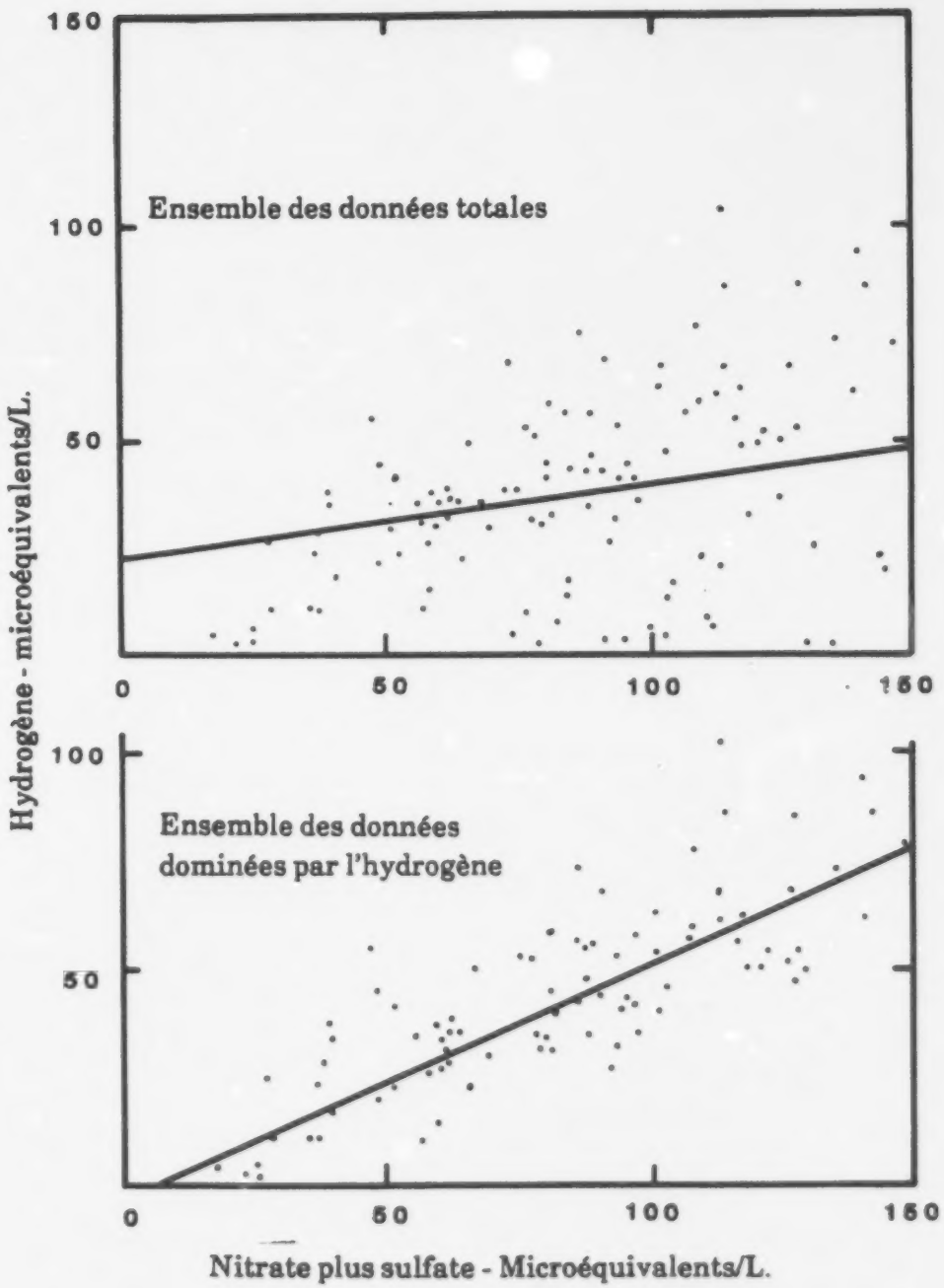


Figure 3. Relation entre l'hydrogène et le nitrate plus le sulfate dans l'ensemble des données totales et dans l'ensemble de données dominées par l'hydrogène à Wellston, Michigan, entre mars 1979 et la fin de 1982. Certains points représentent plusieurs échantillons. Le traçage a été interrompu à 150.

Tableau 1. Concentration moyenne et données de régression applicables à l'hydrogène pour les échantillons de NADP à Marcell, Minnesota et Wellston, Michigan, 1978-1982

Moyennes et paramètres de régression	Ensemble des données totales		Ens. des données dominées par H	
	Marcell MN	Wellston MI	Marcell MN	Wellston MI
Moyennes	---------- microéquivalents/L ----------			
H	11,84	42,77	16,10	51,33
NO_3	27,62	44,46	19,47	37,88
SO_4	41,43	75,85	23,97	62,83
NO_3 & NO_4	69,10	120,31	43,44	100,71
(Nombre d'échantillons)	(179)	(157)	(106)	(116)
Régression linéaire				
		Hydrogène sur nitrate		
r^2	0,01	0,18	0,52	0,55
coordonnées	9,72	21,42	-7,86	9,50
pente	0,08	0,48*	1,23*	1,10*
carré moyen des résidus	304	935	182	462
(réduction en %)			(40)	(51)
		Hydrogène sur sulfate		
r2	0,00	0,18	0,07	0,70
coordonnées	12,91	24,74	7,08	6,93
pente	-0,03	0,24*	0,38	0,71*
carré moyen des résidus	307	936	347	303
(réduction en %)			(-13)	(68)
		Hydrogène sur nitrate plus sulfate		
r^2	0,00	0,20	0,31	0,79
coordonnées	11,56	21,39	-5,86	-1,86
pente	0,00	0,18*	0,51*	0,53*
carré moyen des résidus	308	911	258	216
(réduction en %)			(16)	(76)

* Régression significative avec une pente différente de 0 à alpha = 0,05.

Tableau 2. Dépôts humides à Marcell, Minnesota et Wellston, Michigan pour les ensembles de données totales et pour les ensembles de données dominées par l'hydrogène, 1979-1982

Ensemble de données	Ion										
	Ca	Mg	K	Na	NH_4	NO_3	Cl	SO_4	PO_4	H	Précip.
	---------- (mg/m^2 ou kg/ha x 100) / année ----------										cm
					Marcell, Minnesota						
Total	253	48	48	180	327	1098	120	1355	6,6	10,2	87,4
Dominée par H	112	24	21	57	177	684	64	788	2,0	9,3	64,2
% du total	44	50	43	32	54	62	54	58	30,0	91,0	73,0
					Wellston, Michigan						
Total	339	93	45	302	427	2223	288	3056	43,0	43,2	98,5
Dominée par H	208	55	28	146	307	1639	208	2268	40,0	39,7	78,5
% du total	61	59	62	48	73	74	72	74	92,0	92,0	81,0

également inclure des chlorures là où l'on retrouve des émissions résultant de la combustion de charbon à forte teneur en chlorure. Dans ces situations, la stratification devrait séparer les échantillons à forte teneur en NaCl de ceux à forte teneur en HCl.

Conclusion

Nous croyons que la chimie des échantillons de dépôts atmosphériques humides mérite un examen plus attentif que la simple énumération des résultats d'analyse de tous les échantillons. Ces échantillons devraient être stratifiés en un ensemble dominé par les cations basiques et en un ensemble dominé par l'hydrogène. C'est dans l'ensemble dominé par l'hydrogène et les anions nitrate, sulfate et chlorure. La cartographie de ces relations illustrera ou non l'endroit où des anions spécifiques sont en corrélation avec l'hydrogène d'une façon qui confère une certitude beaucoup plus grande à la prédiction que ne pourraient le faire les ensembles de données totales. Les relations précises devraient guider les propositions en matière de législation pour le contrôle des émissions et serviront tout particulièrement à vérifier l'efficacité des mesures de contrôle.

Remerciements

Les données et les interprétations sont une contribution au *National Atmospheric Deposition Program* (NADP) et au *North Central Forest Experiment Station's Aspen-Birch- Conifer (ABC) Ecosystem Program.*

Ouvrages de référence

Gorham, E. 1961. *Factors influencing supply of major ions to inland waters, with special reference to the atmosphere. Geological Society of America Bulletin v. 72*, pages 795-840.

Junge, C.E.; Werby, R.T. 1958. *The concentration of chloride, sodium, potassium, calcium and sulfate in rain water over the United States. Journal of Meteorology, v. 15*, pages 417- 425.

Ulrich, B. 1980. *Production and consumption of hydrogen ions in the ecosphere.* Pages 255- 282. *In* T.C. Hutchinson et M. Havas, étd. *Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Nato Conference Series: 1 Ecology v. 4. Plenum Press.* New York.

Verry, E.S. 1983. *Precipitation chemistry at the Marcell Experimental Forest in north central Minnesota. Water Resources Research* 19 (2):454-462.

Glossaire

Végétation

Pour faciliter l'identification des principales espèces d'arbres qu'on retrouve dans différentes régions du Canada et des États-Unis, on peut consulter l'ouvrage de Rowe (1972) et celui anon. (1980).

La table suivante, tirée de l'ouvrage de Rowe (1972), sera utile pour connaître les équivalents botaniques des noms communs utilisés par les divers auteurs.

Asiminier trilobé	*Asimina triloba* (L.) Dunal
Aulne	*Alnus* spp.
Aulne de l'Oregon	*Alnus rubra* Bong. (*Alnus oregona* Nutt.)
Bois blanc	*Tilia americana* L.
Bois inconnu	*Celtis occidentalis* L.
Bois jaune	*Liriodendron tulipifera* L.
Bouleau à papier	*Betula papyrifera* Marsh.
Bouleau blanc de montagne	*Betula papyrifera* Marsh. var. *subcordata* (Rydb.) Sarg.
Bouleau de Kenaï	*Betula papyrifera* Marsh. var. *kenaica* (W.H. Evans) Henry
Bouleau de l'Alaska	*Betula neoalaskana* Sarg.
Bouleau glanduleux	*Betula glandulosa* Michx.
Bouleau gris	*Betula populifolia* Marsh.
Bouleau occidental	*Betula papyrifera* Marsh. var. *commutata* (Reg.) Fern.
Caryer à cochons	*Carya glabra* (Mill.) Sweet
Caryer à noix amères	*Carya cordiformis* (Wang.) K. Koch
Caryer à noix douces	*Carya ovata* (Mill.) K. Koch
Caryer tomenteux	*Carya tomentosa* Nutt.
Cascara	*Rhamnus purshiana* DC.
Cèdre blanc	*Thuja occidentalis* L.
Cèdre de l'ouest	*Thuja plicata* Donn
Cèdre rouge	*Juniperus virginiana* L.
Cerisier d'automne	*Prunus serotina* Ehrh.
Charme de Caroline	*Carpinus caroliniana* Walt.
Châtaignier d'Amérique	*Castanea dentata* (Marsh.) Borkh.
Chêne à gros glands	*Quercus macrocarpa* Michx.
Chêne blanc	*Quercus alba* L.
Chêne bleu	*Quercus bicolor* Wild.
Chêne châtaignier	*Quercus prinus* L.
Chêne de Garry	*Quercus garryana* Dougl.
Chêne des marais	*Quercus palustris* Muenchh.
Chêne jack	*Quercus ellipsoidalis* E.J. Hill
Chêne jaune	*Quercus muehlenbergii* Engelm.
Chêne noir	*Quercus velutina* Lam.
Chêne rouge	*Quercus rubra* L.
Cyprès jaune	*Chamaecyparis nootkatensis* (D. Don) Spach
Douglas bleu	*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco var. *glauca* (Beissn.) Franco
Épinette blanche	*Picea glauca* (Moench) Voss

Épinette de l'Alberta	*Picea glauca* (Moench) Voss var. *albertiana* (S. Brown) Sarg.
Épinette d'Engelmann	*Picea engelmannii* Parry
Épinette de Porsild	*Picea glauca* (Moench) Voss var. *porsildii* Raup
Épinette de Sitka	*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.
Épinette noire	*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.
Épinette rouge	*Picea rubens* Sarg.
Érable à Giguère	*Acer negundo* L.
Érable à grandes feuilles	*Acer macrophyllum* Pursh
Érable argenté	*Acer saccharinum* L.
Érable à sucre	*Acer saccharum* Marsh.
Érable noir	*Acer nigrum* Michx. f.
Érable rouge	*Acer rubrum* L.
Frêne blanc	*Fraxinus americana* L.
Frêne bleu	*Fraxinus quadrangulata* Michx. (Vahl) Fern.
Frêne noir	*Fraxinus nigra* Marsh.
Frêne rouge	*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.
Frêne vert	*Fraxinus pennsylvanica* Marsh. var. *subintegerrima*
Genièvre des Rocheuses	*Juniperus scopulorum* Sarg.
Grand tremble	*Populus grandidentata* Michx.
Gros févier	*Gymnocladus dioicus* (L.) K. Koch
Hêtre américain	*Fagus grandifolia* Ehrh.
If de l'ouest	*Taxus brevifolia* Nutt.
Liard	*Populus deltoides* Bartr.
Madroño	*Arbutus menziesii* Pursh
Magnolia à feuilles acuminées	*Magnolia acuminata* L.
Mélèze de l'Ouest	*Larix occidentalis* Nutt.
Mélèze de Lyall	*Larix lyallii* Parl.
Merisier	*Betula alleghaniensis* Britton (*Betula lutea* Michx. f.)
Mûrier rouge	*Morus rubra* L.
Noisetier à long bec	*Corylus cornuta* Marsh.
Noyer noir	*Juglans nigra* L.
Noyer tendre	*Juglans cinerea* L.
Orme blanc	*Ulmus americana* L.
Orme liège	*Ulmus thomasii* Sarg.
Orme rouge	*Ulmus rubra* Mühl.
Ostryer de Virginie	*Ostrya virginiana* (Mill.) K. Koch
Peuplier baumier	*Populus balsamifera* L.
Peuplier baumier de l'ouest	*Populus trichocarpa* Torr. & Gray
Pin albicaule	*Pinus albicaulis* Engelm.
Pin blanc	*Pinus strobus* L.
Pin blanc de l'Ouest	*Pinus monticola* Dougl.
Pin des corbeaux	*Pinus rigida* Mill.
Pin gris	*Pinus banksiana* Lamb. (*Pinus divaricata* (Ait.) Dumont)

Pin lodgepole	*Pinus contorta* Dougl. var. *latifolia* Engelm.
Pin ponderosa	*Pinus ponderosa* Laws.
Pin rouge	*Pinus resinosa* Ait.
Pin souple	*Pinus flexilis* James
Pin tordu	*Pinus contorta* Dougl. var. *contorta*
Plaine bâtarde	*Acer spicatum* Lam.
Platane d'Occident	*Platanus occidentalis* L.
Pruche	*Tsuga canadensis* (L.) Carr.
Pruche de l'Ouest	*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.
Pruche de Mertens	*Tsuga mertensiana* (Bong.) Carr.
Sapin amabilis	*Abies amabilis* (Dougl.) Forbes
Sapin baumier	*Abies balsamea* (L.) Mill.
Sapin de Douglas	*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco
Sapin de l'Ouest	*Abies lasiocarpa* (Hook.) Nutt.
Sapin de Vancouver	*Abies grandis* (Dougl.) Lindl.
Sassafras officinal	*Sassafras albidum* (Nutt.) Nees
Saule	*Salix* spp.
Sorbier plaisant	*Sorbus decora* (Sarg.) Schneid.
Tamarac	*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch
Toupélo	*Nyssa sylvatica* Marsh.
Tremble	*Populus tremuloides* Michx

Ouvrages de référence

Anon. 1980. Forest Cover Types of the United States and Canada. Society of American Foresters, Washington, DC.

Rowe, J.S. 1972. Les régions forestières du Canada. Canada, ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts. Publication 1300.

Sols

Pour faciliter l'identification des principaux groupes de sol et des associations mentionnées par les auteurs canadiens, américains et étrangers, la table suivante des équivalences a été dressée. On trouvera plus de détails dans Clayton et al. (1977) et Anon. (1978). Les termes reconnus mondialement sont tirés de la Carte mondiale des sols de la FAO/l'UNESCO.

Canada	États-Unis	Monde
Podzolique	Spodosol certains Inceptisols	Podzol
Luvisol gris	Hapludalf ou Glossudalf	Luvisolic Albic
Brunisolique mélanique ou eutrique Brunisol sombrique ou dystrique Brunisol	Inceptisol, certains Psamments Eutrochrept Umbric Dystrochrept	Cambisol Eutric Dystric
Organique crysolique dystrique Podzolique	Histosol Sous-groupes Pergelic Dystro Haplorthod	Histosol Gelic Dystric Podzols, Leptic
Luvisolique " " " "	Boralf et Udalf Fragiudalf Hapludalf Ultisol Hapludalt Orchraquult	Luvisol Orthic Acrisol Orthic Gleyic Plinthic

Ouvrages de référence

Anon. 1978. Le système canadien de classification des sols, Direction de la recherche, ministère de l'Agriculture, Ottawa.

Clayton, J.S.; Ehrlich, W.A.; Cann, D.B.; Day, J.H.; Marshall, I.B. 1977. Soils of Canada. Volume 1, Soil Report; Volume 2, Inventory, plus Glossary & Maps. Direction de la recherche, Agriculture Canada, Ottawa.

Liste des participants

(y compris les personnes enregistrées et les auteurs de communications et d'affiches)

Donald D. Adams
Centre for Earth and Environmental Science
State University of New York
Plattsburg, NY 12901
USA

Line Arcand-Roy
Genie Envir.
Ecole Polytechnique
2155 Edouard Montpetit, #41
Montréal, Qué. H3T 1J3
CANADA

Paul A. Arp
University of New Brunswick
Bag Service No 44555
Fredericton, N.B. E3B 6C2
CANADA

Louis M. Azzaria
Université Laval
Département de Géologie
Québec, Qué. G1K 7P4
CANADA

James C. Balog
University of Maine at ORONO
Land and Water Resources Center
11 Coburn Hall
Orono, ME 04469
USA

John C. Barber
Society of American Foresters
5400 Grosvenor Lane
Bethesda, MD 20814
USA

P. Barclay
APIOS
Centre for Regional Development
Lakehead University
Thunder Bay, Ont. P7B 5E1
CANADA

David Barron
Canadian Pulp and Paper Association
1155 Metcalfe St.
Montréal, Que. H3B 2X9
CANADA

Ann M. Bartuska
EPA/NCSU Acid Precipitation Program
Box 5186
North Carolina State University
Raleigh, NC 27650
USA

P.J. Beckett
Laurentian University
Biology Department
Sudbury, Ont. P3E 2C6
CANADA

Pierre Bélanger
MAPAG
200 A Chemin Ste-Foy, 21ième étage
Québec, Qué. G1R 4X6
CANADA

Nicholas M. Berenyi
Westvaco Corporation
P.O. Box WV
Summerville, SC 29483
USA

Neil Berg
USDA Forest Service
P.O. Box 245
Berkeley, CA 94701
USA

Réjean Bergerin
La Fédération des Producteurs de bois de Québec
555 boul. Roland-Therien
Longueil, Qué. J4H 3Y9
CANADA

Chris Bernabo
U.S. National Acid Precipitation Assessment Program
722 Jackson Place, NW
Washington, DC 20506
USA

John Bernhagen
Minnesota State Senate
143 State Office Building
St. Paul, MN 55155
USA

Neeloo Bhatti
Yale University
Sage Hall
254 Prospect Street
New Haven, CT 06511
USA

Charles Bleckmann
Conoco Inc.
P.O. Box 1267
Ponca City, OK 74601
USA

Peter Blaser
Swiss Federal Institute of Forestry Research
CH-8903 Birmensdorf
SWITZERLAND

Robert Boutin
Centre de Foresterie des Laurentides
10 rue de P.E.P.S.
Ste-Foy, Qué. G1V 4C7
CANADA

Robert J. Bouchier
Canadian Institute of Forestry
Suite 815 - 151 Slater Street
Ottawa, Ont. K1P 5H3
CANADA

James R. Boyle
Department of Forest Management
Oregon State University
Corvallis, OR 97331
USA

Arthur W. Brownell
Washington Corporate Affairs Representative
International Paper Company
Suite 700 - 1620 Eye St. NW
Washington, DC 20006
USA

Robert I. Bruck
North Carolina State University
School of Agriculture and Life Sciences
Box 5397
Raleigh, NC 27650
USA

Tom Brydges
Ontario Ministry of Environment
40 St-Clair Ave. W., Suite 100
Toronto, Ont. M4V 1P5
CANADA

P. Buldgen
Department of Botany
University of Liège
Sart Tilman B-4000
Liège
BELGIUM

Normand Bussières
Service de l'environnement atmosphérique
4905 Dufferin St.
Downsview, Ont. M3H 5T4
CANADA

Jocelyn Cantin
Environnement-Québec
3900 Marly 4ième étage
Ste-Foy, Qué. G1X 4E4
CANADA

Douglas W. Carlson
Minnesota House of Representatives
368 State Office Bldg.
St. Paul, MN 55155
USA

Lester W. Carlson
Canadian Forestry Service
Ottawa, Ont. K1A 1G5
CANADA

Robert Carlson
The Society for the Protection of New Hampshire Forest
54 Portsmouth Street
Concord, NH 03301
USA

Gilles Carpentier
Canadian Forestry Service
Ottawa, Ont. K1A 1G5
CANADA

Jean-Pierre Carpentier
Service de la recherche
2700 rue Einstein
C.P. 7500
Ste-Foy, Qué. G1P 3W8
CANADA

Léon Carrier
Ministère Energie et Ressources
2700 rue Einstein
Ste-Foy, Qué. G1P 3W8
CANADA

Daryl W. Cowell
Lands Directorate
Environment Canada
Box 5050, 867 Lakeshore Rd.
Burlington, Ont. L7R 4A6
CANADA

Ellis B. Cowling
School of Forest Resources
North Carolina State University
P.O. Box 5488
Raleigh, NC 27650
USA

Roger M. Cox
Department of Botany
University of Toronto
Toronto, Ont. M5S 1A1
CANADA

T. Curren
Library of Parliament
Ottawa, Ont. K1A 0A9
CANADA

Alexandre Cyr
Chambre des Communes
Pièce 473 E.O.
Ottawa, Ont. K1A 0A6
CANADA

Donald D. Davis
Penn State University
211 Buckhout Laboratory
University Park, PA 16802
USA

James C. Dawson
Center for Earth and Environmental Science
State University of New York
Plattsburg, NY 12901
USA

Christian De Kimpe
Agriculture Canada
2560 Hochelaga
Ste-Foy, Qué. G1V 2J3
CANADA

Dianne E. Dimma
Phytotoxicology Section
Ministry of Environment
880 Bay St., Suite 347
Toronto, Ont. M5S 1Z8
CANADA

René Doucet
Institut forestier du Canada
3226 Martigny
Ste-Foy, Qué. G1X 1H7
CANADA

James E. Douglas
USDA Forest Service
Coweeta Hydrologic Laboratory
Route 1, Box 216
Otto, NC 28734
USA

W.R. Effer
Environmental Studies & Assessments Department
Ontario Hydro
700 University Avenue
Toronto, Ont. M5G 1X6
CANADA

Mohamed T. El-Ashry
Tennessee Valley Authority
Knoxville, TN 37902
USA

Lance S. Evans
Laboratory of Plant Morphogenesis
Manhattan College
The Bronx, NY 10471
USA

Ivan J. Fernandez
National Council of the Paper Industry
for Air and Stream Improvement Inc.
260 Madison Ave.
New York, NY 10016
USA

Kathy L. Fischer
Canadian Wildlife Service
Environment Canada
100 Gamelin Blvd.
Ottawa, Ont. K1A 0E7
CANADA

Gro Flatebo
Department of Environmental
Quality Engineering
1 Winter St.
Boston, MA 02108
USA

Neil W. Foster
Great Lakes Forestry Centre
Canadian Forestry Service
P.O. Box 490, 1219 Queen St. E.
Sault Ste-Marie, Ont. P6A 5A7
CANADA

George J. Gleich
Environmental Services
Consolidated Coal Company
1800 Washington Road
Pittsburg, PA 15241
USA

Ely Gonick
International Paper Company
77 West 45th Street
New York, NY 10036
USA

M.M. Grandtner
Faculté de foresterie et de géodésie
Université Laval
C.P. 2208
Québec, Qué. G1K 7P4
CANADA

Heinz-D. Gregor
Umweltbundesamt
Bismarckplatz 1
D-1000 Berlin 33
FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY

Robert A. Gregory
USDA Forest Service
N.E. Forest Experimental Station
P.O. Box 968
Burlington, VT 05401
USA

K. Grodzinska
Institute of Botany
Polish Academy of Sciences
Cracow
POLAND

Klaus Hellenbrand
Nova Scotia Foundation
100 Fenwick St.
Box 790
Dartmouth, N.S. B2Y 3Z7
CANADA

David J. Helvey
USDA Forest Service
Timber and Watershed Laboratory
P.O. Box 445
Parsons, WV 26287
USA

Gary D. Hogan
Great Lakes Forestry Centre
Canadian Forestry Service
P.O. Box 490, 1219 Queen St. E.
Sault Ste-Marie, Ont. P6A 5A7
CANADA

James W. Hornbeck
USDA Forest Service
P.O. Box 640
Durham, NH 03824
USA

James F. Hornig
Department of Chemistry
Dartmouth College
Hanover, NH 03755
USA

Adèle Hurley
Canadian Coalition on Acid Rain
112 St-Clair Avenue W.
Toronto, Ont. M4V 2Y3
CANADA

Satu Huttunen
Department of Botany
University of Oulu
P.O. Box 191, Oulu 10
SF-90101
FINLAND

M.R. Innes
Abitibi-Price Inc.
Toronto-Dominion Centre
P.O. Box 21
Toronto, Ont. M5K 1B3
CANADA

Keith F. Jensen
USDA Forest Service
Northeastern Forest Experiment
Station
359 Main Rd.
Delaware, OH 43015
USA

A.H. Johnson
Department of Geology
University of Pennsylvania
Philadelphia, PA 19104
USA

A.R.C. Jones
Macdonald College
Box 307, 21111 Lakeshore Road
Ste-Anne de Bellevue, Qué. H9X 1C0
CANADA

H.G. Jones
INRS-Eau
Université du Québec
Complexe scientifique
2700 rue Einstein
C.P. 7500
Ste-Foy, Qué. G1P 3W8
CANADA

Kenneth D. Kimball
Research Department
Appalachian Mountain Club
P.O. Box 298
Gorham, NH 03581
USA

Ross Koppenaal
Faculty of Forestry
University of Toronto
203 College St.
Toronto, Ont. M5S 1A1
CANADA

T.T. Kozlowski
University of Wisconsin
2115 Observatory Drive
Madison, WI 53706
CANADA

H.H. Krause
Department of Forest Resources
University of New Brunswick
Bag Service No 44555
Fredericton, N.B. E3B 6C2
CANADA

Kara Kuryllowicz
Pulp and Paper Journal
MacLean Hunter Building
777 Bay St.
Toronto, Ont. M5W 1A7
CANADA

Luc Laberge
Gouvernement du Québec
531 Beau Repos
Lac St-Charles, Qué. G0A 2H0
CANADA

Else Labersli
Department of Chemistry
University of Trondheim - NLHT
7055 Dragvoll
Trondheim
NORWAY

Marius Lachance
INRS - Eau
Complexe scientifique
2700 rue Einstein
Ste-Foy, Qué. G1V 4C7
CANADA

Denis Laflamme
Ministère Energie et Ressources
2700 rue Einstein
Ste-Foy, Qué. G1P 3W8
CANADA

Airi Laimo
Neste Oy
Keilaniemi
SF-02150 - ESPO 15
FINLAND

Hélène Lalande
Université de Montréal
4404 Chambord
Montréal, Qué. H2J 3M4
CANADA

David P. Larson
Consolidated Coal Company
1800 Washington Road
Pittsburg, PA 15241
USA

M.J. Lechowicz
Department of Biology
McGill University
1205 Avenue Docteur Penfield
Montréal, Qué. H3A 1B1
CANADA

Carol Lévesque
Association forestière du Bas St-Laurent
et de la Gaspésie Inc.
599, 3e rue
Rimouski-est, Qué. G5L 7M9
CANADA

S.N. Linzon
Ontario Ministry of Environment
Air Resources Branch
880 Bay St.
Toronto, Ont. M5S 1Z8
CANADA

Alan Long
Appalachian Mountain Club
5 Joy Street
Boston, MA 02108
USA

Robert Long
Penn State University
211 Buckhout Laboratory
University Park, PA 16802
USA

Marcel Lortie
Faculté de foresterie et de géodésie
Université Laval
C.P. 2208
Québec, Qué. G1K 7P4
CANADA

F.C. Lozano
Ontario Tree Improvement and
Forest Biomass Institute
Ministry of Natural Resources
Maple, Ont. J0J 1E0
CANADA

Anne E. Lucas
Environment Canada
867 Lakeshore Road
Burlington, Ont. L7R 4A6
CANADA

Peter W. Ludwig
St Regis Paper Company
Stewartstown, NH
USA

M.K. Mahendrappa
Maritimes Forestry Centre
Canadian Forestry Service
P.O. Box 4000, College Hill
Fredericton, N.B. E3B 5P7
CANADA

Barry F. Malac
Union Camp Corporation
P.O. Box 1391
Savannah, GA 31402
USA

John L. Malanchuk
Environmental Sciences
State University of New York
Plattsburg, NY 12901
USA

S.S. Malhotra
Northern Forestry Centre
Canadian Forestry Service
5320 - 122 Street
Edmonton, Alta. T6H 3S5
CANADA

Hans C. Martin
Atmospheric Environment Service
Environment Canada
4905 Dufferin Street
Downsview, Ont. M3H 5T4
CANADA

Douglas A. Mead
Shell Canada Resources
P.O. Box 100
Calgary, Alta. T2P 2H5
CANADA

Sandra Meir
New York State Department of
Environmental Conservation
50 Wolf Road, Room 414
Albany, NY 12233
USA

Gene Merriam
Minnesota State Senate
G-24 State Capitol Building
St. Paul, MN 55155
USA

Manfred E. Mielke
USDA Forest Service
180 Canfield Street
Morgantown, WV 26505
USA

S. Milburn
Atmospheric Environment Service
Environment Canada
Downsview, Ont. M3H 5T4
CANADA

Hugh G. Miller
Macaulay Institute for Soil Research
Craigiebuckler
Aberdeen, AB9 2Q5
SCOTLAND

Roger D. Moe
Minnesota State Senate
Room 208 - State Capitol Building
St. Paul, MN 55155
USA

T.R. Moore
Department of Geography
McGill University
805 Sherbrooke Street W
Montréal, Qué. H3A 2K6
CANADA

Jean Morin
Radio-Québec
1038 boul. St-Germain ouest
Rimouski, Qué.
CANADA

Ian K. Morrison
Great Lakes Forestry Centre
Canadian Forestry Service
P.O. Box 490, 1219 Queen St. E
Sault Ste-Marie, Ont. P6A 5M7
CANADA

Willard M. Munger
House Committee on Environment
and Natural Resources
Minnesota House of Representatives
298 State Office Building
St. Paul, MN 55155
USA

R.E. Munn
Institute for Environmental Studies
University of Toronto
170 College St.
Toronto, Ont. M5S 1A4
CANADA

James R. McClenahen
Ohio Agricultural Research and Development Center
Ohio State University
161 Robinson St.
Shreve, OH 44676
USA

William W. McFee
Agronomy Department
Purdue University
West Lafayette, IN 47907
USA

D.C. MacGregor
Woodlands Section
Canadian Pulp and Paper Association
Sun Life Building - Room 2300
1155 Metcalfe St.
Montréal, Qué. H3B 2X9
CANADA

T.S. McKnight
Canadian Forestry Association
203 - 185 Somerset West
Ottawa, Ont. K2P 0J2
CANADA

Harold H. Neuman
Atmospheric Environment Service
Environment Canada
4905 Dufferin Street
Downsview, Ont. M3H 5T4
CANADA

Dale S. Nichols
USDA Forest Service
North Central Forest Experiment Station
1831 Highway 169 East
Grand Rapids, MN 55744
USA

John A. Nicolson
Great Lakes Forestry Centre
Canadian Forestry Service
P.O. Box 490, 1219 Queen St. E
Sault Ste-Marie, Ont. P6A 5M7
CANADA

S. Ingvar Nilsson
Department of Ecology and Environmental Research
The Swedish University of Agricultural Sciences
Uppsala S-75007
SWEDEN

Svante Odén
Department of Soil Science
The Swedish University of Agricultural Sciences
Uppsala S-75007
SWEDEN

Marcel Ouellet
INRS - Eau
Université du Québec
Complexe scientifique
2700 rue Einstein
C.P. 7500
Ste-Foy, Qué. G1P 3W8
CANADA

Graham Page
Maritimes Forestry Centre
Canadian Forestry Service
P.O. Box 4000, College Hill
Fredericton, N.B. E3B 5P7
CANADA

Gilbert Paillé
Centre de Foresterie des Laurentides
1055 rue de P.E.P.S.
C.P. 3800
Ste-Foy, Qué. G1V 4C7
CANADA

David R. Pattee
International Paper Company
77 West 45th St.
New York, NY 10036
USA

Kevin E. Percy
Maritimes Forestry Centre
Canadian Forestry Service
P.O. Box 4000, College Hill
Fredericton, N.B. E3B 5P7
CANADA

Michael Perley
Canadian Coalition on Acid Rain
112 St-Clair Avenue W, Suite 504
Toronto, Ont. M4V 2Y3
CANADA

Robert R. Pierce
USDA Forest Service
Northeastern Forest Experiment Station
P.O. Box 640
Durham, NH 03824
USA

T.D. Phu
Centre de Foresterie des Laurentides
1055 rue de P.E.P.S.
C.P. 3800
Ste-Foy, Qué. G1V 4C7
CANADA

Adrien Pilon
CEGEP de St-Félicien
1105 boul. Hamel
C.P. 5000
St-Félicien, Qué. G0W 2N0
CANADA

K.J. Puckett
LRTAP Liaison Office
Atmospheric Environment Service
Environment Canada
Downsview, Ont. M3H 5T4
CANADA

L.J. Puckett
U.S. Geological Survey
M.S. 432
Reston, VA 22092
USA

Gary Randorf
Adirondack Council
Box D-2 River Street
Elizabethtown, NY 12932
USA

F.L.C. Reed
Canadian Forestry Service
Ottawa, Ont. K1A 1G5
CANADA

J.B. Reemtsma
Nieders. Forstl. Versuchsanstalt
Gratzelstrasse 2
D-3400 Göttingen
FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY

Peter J. Rennie
Canadian Forestry Service
Ottawa, Ont. K1A 1G5
CANADA

Richard Rice
The Wilderness Society
1901 Pennsylvania Ave. NW - 2nd floor
Washington, DC 20006
USA

J. Roberge
Faculté de foresterie et de géodésie
Université Laval
C.P. 2208
Québec, Qué. G1K 7P4
CANADA

Marcien Roberge
Centre de Foresterie des Laurentides
1055 rue de P.E.P.S.
C.P. 3800
Ste-Foy, Qué. G1V 4C7
CANADA

John Roberts
House of Commons
Ottawa, Ont.
CANADA

Marilynne K. Roberts
Public Interest Advocacy Clinic
Hamline University School of Law
St. Paul, MN 55104
USA

Gilles Robitaille
Centre de Foresterie des Laurentides
1055 rue de P.E.P.S.
C.P. 3800
Ste-Foy, Qué. G1V 4C7
CANADA

Burke J. Roshold
Committee on Environment and Natural Resources
Minnesota House of Representatives
298 State Office Building
St. Paul, MN 55155
USA

Hélène Ross
Gouvernement provincial
150 boul. St-Cyrille
Québec, Qué. G1R 4Y2
CANADA

A.A. Rotherham
Canadian Pulp and Paper Association
2300 - 1155 Metcalfe St.
Montréal, Qué. H3B 2X9
CANADA

Henry Rothschild
Department of Energy, Mines and Resources
580 Booth St.
Ottawa, Ont. K1A 0E4
CANADA

Bruce A. Rottink
P.O. Box 368
Wilsonville, OR 97070
USA

Jean A. Roy
Environnement Québec
2360 chemin Ste-Foy
Ste-Foy, Qué. G1V 4H2
CANADA

G.K. Rutherford
Department of Geography
Queen's University
Kingston, Ont. K7L 3N6
CANADA

Sharon Sarappo
Sherburne County Generating Plant
R.R. 1, P.O. Box 146
Becker, MN 55308
USA

Thomas B. Saviello
International Paper Company
39 Florida Avenue
Bangor, ME 04401
USA

Paul Schaberg
Aiken Bldg., Forestry Department
University of Vermont
Burlington, VT 05405
USA

R. Kent Schreiber
U.S. Fish and Wildlife Service
Route 3, P.O. Box 44
Kearneysville, WV 25430
USA

Peter Schütt
Lehrstuhl fur Forstbotanik
Amalienstrasse 52
D-8000 Munich 40
FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY

Terry Schwann
Forestry Department
John Abbott College
P.O. Box 2000
Ste-Anne de Belleville, Qué. H9X 3L9
CANADA

G.K. Sharma
School of Arts and Sciences
Department of Biological Sciences
University of Tennessee
Martin, TN 38238
USA

Keith R. Shea
USDA Forest Service
P.O. Box 2417
Washington, DC 20013
USA

S.S. Sidhu
Newfoundland Forestry Centre
Canadian Forestry Service
Building 304, Pleasantville
P.O. Box 6028
St. John's, Nfld. A1C 5X8
CANADA

S. Shah Singh
Chemistry and Biology Research Institute
Agriculture Canada
Ottawa, Ont. K1A 0C6
CANADA

Lena Skärby
Swedish Environmental Research Institute
P.O. Box 5207
Gothenburg S-402
SWEDEN

R.A. Skeffington
Central Electricity Generating Board
Central Electricity Research Laboratories
Kelvin Avenue
Leatherhead, Surrey KT22 7SE
UNITED KINGDOM

William H. Smith
Yale University
205 Prospect St.
New Haven, CT 06511
USA

Wenche Solberg
Department of Chemistry
University of Trondheim - NLHT
7055 Dragvoll
Trondheim
NORWAY

J.W.B. Stewart
Saskatchewan Institute of Pedology
University of Saskatchewan
Saskatoon, Sask. S7N 0W0
CANADA

Harriett S. Stubbs
The Acid Rain Foundation
1630 Blackhawk Hills
St. Paul, MN 55122
USA

P.W. Summers
Atmospheric Environment Service
Environment Canada
4905 Dufferin Street
Downsview, Ont. M3H 5T4
CANADA

Wayne T. Swank
USDA Forest Service
Southeastern Forest Experiment Station
Otto, NC 28763
USA

John A. Thorner
American Paper Institute
National Forest Products Association
169 Massachusetts Ave., NW
Washington, DC 20036
USA

Michael Treshow
University of Utah
Salt Lake City, UT 84112
USA

George H. Tomlinson
Domtar Inc.
395 boul. de Maisonneuve
Montréal, Qué. H3C 3M1
CANADA

Allen L. Torrenueva
Environmental Studies and Assessment Department
Ontario Hydro
700 University Avenue
Toronto, Ont. M5G 1X6
CANADA

Bernard Ulrich
Institute of Soil Science and Forest Nutrition
University of Göttingen
2 Büsgenweg
Göttingen D-3400
FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY

G.W. VanLoon
Department of Chemistry
Queen's University
Kingston, Ont. K7L 3N6
CANADA

Francine Vaillancourt
Ministère de l'environnement du Québec
2360 chemin Ste-Foy
Ste-Foy, Qué. G1V 4H2
CANADA

Raymond Van Coillie
Eco-Recherches Inc.
121 boul. Hymus
Pointe Claire, Qué. H9R 1E6
CANADA

Elon S. Verry
USDA Forest Service
North Central Forest Experiment Station
1831 Highway 169 E
Grand Rapids, MN 55744
USA

George T. Weaver
Department of Forestry
Southern Illinois University
Carbondale, IL 62901
USA

Carl H. Winget
Canadian Forestry Service
Ottawa, Ont. K1A 1G5
CANADA

Ronald A. Woessner
Mead Corporation (Escanaba Paper)
P.O. Box 508
Escanaba, MI 49829
USA

Eldon L. Zicker
California State University
Chico, CA 95929
USA